

Urdaibai

Biosfera
Reserva de la UNESCO

*Inventario, Distribución y
Uso del Espacio de los Mamíferos de
la Reserva de la Biosfera de Urdaibai*

Rallo, A., Aihartza, J.R., Garin, I., Zabala, J., Zabalgaitia, I.,
Clevenger, A.P. y Gómez, M.

EUSKO JAURLARITZA
GOBIERNO VASCO

Junio 2001

NEKAZARITZA
ARRANTZA SAIALA

Informe final del Proyecto FOS-ANDES cofinanciado
por el Departamento de Educación, Universidades e Investigación
y el Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente
del Gobierno Vasco



Universidad
del País Vasco

Euskal Herriko
Unibertsitatea

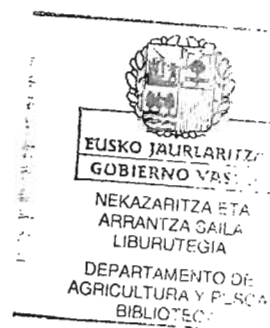


Inventario, Distribución y Uso del Espacio de los Mamíferos de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai

*Rallo, A., Aihartza, J.R., Garin, I., Zabala, J., Zuberogoitia, I.,
Clevenger, A.P. y Gómez, M.*

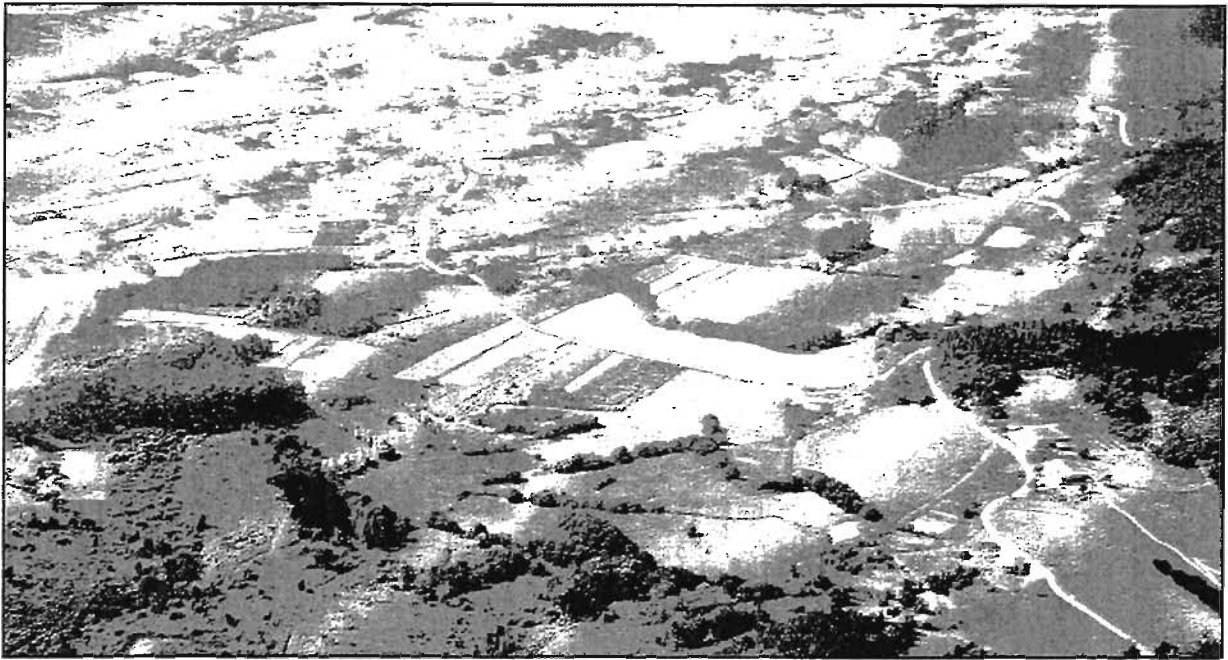
Junio 2001

*Informe final del Proyecto PU-1998-8 cofinanciado
por el Departamento de Educación, Universidades e Investigación
y el Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente
del Gobierno Vasco*



ÍNDICE

1. Introducción y Objetivos Generales	1
1.1. Introducción General	1
1.2. Objetivos Generales	2
2. Carnívoros y Ungulados	3
2.1. Introducción	3
2.2. Objetivos	3
2.3. Metodología	3
2.4. Resultados	5
2.4.1. Distribución	5
2.4.2. Uso del espacio de las especies de mayor interés	9
2.5. Discusión	15
3. Quirópteros	19
3.1. Introducción	19
3.2. Objetivos	20
3.3. Metodología	21
3.4. Resultados	23
3.4.1. Inventario	23
3.4.2. Caracterización de los refugios más importantes	28
3.4.3. Uso del espacio de las especies de mayor interés	30
3.5. Discusión	31
4. Daños	35
4.1. Introducción	35
3.2. Objetivos	35
3.3. Metodología	35
3.4. Resultados	36
3.5. Discusión	37
5. Recomendaciones	39
5.1. Comunidad de carnívoros	39
5.1.1. Visión Europeo	39
5.2. Comunidad de quirópteros	40
5.2.1. Acciones sobre refugios	40
5.2.2. Acciones sobre el hábitat	43
5.2.3. Educación ambiental	43
6. Fichas de especies	45
7. Referencias bibliográficas	59
8. Publicaciones derivadas del estudio	67



1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS GENERALES

1.1 Introducción General

La Reserva de la Biosfera de Urdaibai (RBU) tiene como objetivos principales conservar su biodiversidad y promover tanto la investigación como la educación ambiental en torno a su patrimonio natural, y todo ello, además, dentro de un contexto en el que se pretende preservar sus conjuntos paisajísticos e impulsar el desarrollo y calidad de vida de su población rural. Para ello, el Plan de Manejo de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai contempla el programa de investigación y cooperación científica, basado en la recomendación de desarrollar una investigación básica y aplicada dirigida a la resolución de los problemas de la zona.

El Plan Rector de Uso y Gestión de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai propone conservar el encinar, la marisma, así como otras áreas que, a pesar de su degradación actual, guardan potencialmente un elevado valor ecológico, y al mismo tiempo, estima necesario desarrollar Planes de Gestión específicos para varios mamíferos; entre los que se encuentran, el gato montés, la gineta, el turón, el visón europeo, el jabalí y el corzo. Además, se ha propuesto que los encinares, la marisma, el litoral y la red fluvial de Urdaibai formen parte de la Red Natura 2000 de la Unión Europea.

Los usos agroganaderos tradicionales, las explotaciones forestales actuales, y la existencia de extensas superficies con unidades vegetales con alto nivel de conservación como el encinar y la marisma, han conformado un paisaje muy diverso tanto en relación a la estructura como a las especies vegetales presentes. Si las condiciones del hábitat cumplen con los requerimientos de la especie su presencia en un determinado territorio está generalmente asegurada. Cuando la abundancia y diversidad de nichos ecológicos existente es elevada también lo son la abundancia y diversidad de especies animales presentes.

El conocimiento sobre los mamíferos de la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) viene recogido en el Atlas de Vertebrados. Sin embargo, los datos referentes a los distintos grupos de mamíferos se recopilaron con diferente intensidad: el estudio de los micromamíferos (Orden Rodentia e Insectivora principalmente) recibió mayor grado de detalle, la información sobre los carnívoros en general se obtuvo de forma indirecta y no existe referencia a

la situación de los murciélagos. De acuerdo a este Atlas pueden estar presentes en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai 9 especies del Orden Carnivora y según estudios previos del Laboratorio de Zoología de la Facultad de Ciencias de la UPV/EHU podrían encontrarse hasta 15 especies del Orden Quiróptera.

Los mamíferos han sido históricamente, y lo son aún hoy, fuente inagotable de conflicto con el ser humano. Su interacción con los usos humanos, el relativamente extenso espacio vital que necesitan, e incluso, a veces, los simples mitos y creencias de las personas, han puesto en peligro o reducido significativamente sus poblaciones. En consecuencia, muchas especies de mamíferos se han incluido en Tratados Internacionales y Catálogos de Especies Amenazadas que pretenden preservar sus poblaciones. El Convenio de Berna, por citar uno de los más destacados, regula la Conservación de la Vida Silvestre y los Espacios Naturales europeos. En él se establece que, entre los mamíferos presentes en la CAPV, 14 especies de quirópteros y 2 carnívoros terrestres deben ser estrictamente protegidos, al mismo tiempo que otra especie más de quiróptero y 5 mesomamíferos son de interés comunitario. Además, la Directiva Hábitat aprobada por el Parlamento Europeo propone, entre otros, el establecimiento de áreas de protección especial para la conservación de la mayoría de ellos. El Catálogo de Fauna amenazada de la CAPV, por su parte, incluye una especie de murciélago y un carnívoro en la categoría "en peligro de extinción", 4 especies de murciélagos y 1 carnívoro en la categoría "vulnerable" y 3 especies de murciélagos y 1 carnívoro en la categoría de "raro". Por otro lado, las medidas de protección adoptadas y la amortiguación de los usos humanos en el medio rural ha posibilitado el incremento de algunos mamíferos, que a su vez interfieren con los usos humanos y generan conflictos. En los últimos años se han incrementado notablemente los daños a cultivos y propiedades particulares provocadas por el corzo y el jabalí, añadiéndose así a los conflictos generados secularmente por zorros y tejones.

1.2. Objetivos Generales

- Obtener un inventario específico de los quirópteros y carnívoros en Urdaibai.
- Determinar los refugios de las colonias más importantes para los quiropteros y las zonas de madrigueras de los carnívoros.
- Conocer el uso y la selección del hábitat de quirópteros y carnívoros.
- Evaluar medidas de evitación de daños a la propiedad particular por parte de la fauna, principalmente, zorros, tejones, corzos y jabalíes.



2. CARNÍVOROS Y UNGULADOS

2.1 Introducción

El Orden Carnivora en Europa está representado por 34 especies salvajes (Mitchell-Jones et al. 1999). Entre los terrestres, la Familia más numerosa es la de los Mustélidos, con 12 especies. El resto de familias las componen entre una y cinco especies: Vivérridos (1 sp.), Herpéstidos (2 sp.), Procionidos (1 sp.), Cánidos (5 sp.), Úrsidos (2 sp.) y Félidos (3 sp.). Algunas de esas especies han sido recientemente introducidas como el visón americano (*Mustela vison*), el mapache (*Procyon lotor*) o la mangosta india (*Herpestes auropunctatus*). Además, el gato doméstico (*Felis catus*) puede actuar frecuentemente como una especie silvestre más.

Los ungulados salvajes autóctonos son el ciervo (*Cervus elaphus*), gamo (*Dama dama*), corzo (*Capreolus capreolus*), reno (*Rangifer tarandus*) y alce (*Alces alces*) entre los Cérvidos, las gamuzas (*Rupicapra spp*), muflón (*Ovis ammon*), cabra montés (*Capra pyrenaica*), íbice (*Capra ibex*), egagro (*Capra aegagrus*) y bisonte europeo (*Bison bonasus*) entre los Bóvidos, y por último el jabalí (*Sus scrofa*) entre los Suidos.

En la CAPV podemos encontrar 13 carnívoros terrestres, además del corzo, ciervo y jabalí (Álvarez et al. 1998).

En la RBU han sido citados los siguientes carnívoros terrestres: comadreja (*Mustela nivalis*), turón (*M. putorius*), visón europeo (*M. lutreola*), visón americano (*M. vison*), garduña (*Martes foina*), tejón (*Meles meles*), gineta (*Genetta genetta*) gato doméstico y zorro (*Vulpes vulpes*) (Aihartza et al. 1999). Además podemos encontrar corzos y jabalíes. Sin embargo, la información mencionada proviene en gran medida de trabajos cuyo ámbito de estudio superaba los límites de la Reserva y por lo tanto el detalle de los datos obtenidos hasta ahora no permite conocer de forma fiable el listado de las especies que componen esos dos grupos, y tampoco valorar su abundancia en la RBU.

Entre las especies presentes en el área de estudio algunas tienen requerimientos ecológicos más generales que otras. En consecuencia, pueden medrar en ambientes muy diversos y en general son menos vulnerables a los cambios que ocurren en su entorno. Por el contrario, las especies que necesitan condicionantes ecológicos restringidos para subsistir son mucho más sensibles a las alteraciones del medio. Este tipo de especies se convierten en buenos indica-

dores ambientales y en el caso de la RBU pueden permitir valorar el efecto de los usos humanos sobre la fauna.

2.2. Objetivos

a. Determinar la distribución de los carnívoros y los ungulados, y obtener un inventario específico de los carnívoros en la RBU.

b. Determinar el uso y la selección del hábitat, así como las zonas de madrigueras de los carnívoros de mayor interés.

b.1. Prever la tendencia en la abundancia, composición específica y distribución de las comunidades de mamíferos estudiadas en los próximos años, a la vista de las tendencias en el paisaje y los usos humanos.

2.3. Metodología

Durante Febrero de 1999 se realizaron muestreos intensivos para la búsqueda de huellas y rastros de carnívoros, que se repitieron con menor intensidad durante el resto del año. Estos datos sirvieron para detectar zonas de interés para colocar trampas y aportaron datos sobre la distribución de las especies.

Desde Febrero de 1999 a Enero del 2000 utilizamos dos tipos de trampas para la captura de carnívoros: jaulas-trampa de vivo de 25x25x35 cm (Fig. 2.1) y lazos con tope. Fueron colocadas de acuerdo a los rastros y pasos de animales observados previamente. Por lo general, cada trampa permaneció durante una semana en un lugar determinada. El esfuerzo, medido respecto al número de noches que las trampas permanecieron activas, fue de 2262 trampas.noche en el caso de las jaulas y 132 trampas.noche para los lazos. Las jaulas se utilizaron durante tres campañas, Febrero-Marzo de 1999 (1199 trampas.noche), Septiembre de 1999 (952 trampas.noche) y Enero de 2000 (111 trampas.noche), mientras que los lazos se utilizaron únicamente durante Febrero-Marzo de 1999.

Durante Septiembre y Octubre de 1999 utilizamos trampas de huellas para determinar las especies presentes. Estas trampas consisten básicamente en una plancha de metal ahumado con un papel adhesivo vuelto del revés en uno de sus extremos (Fig. 2.1, Zielinski et al. 1996). De ese modo, después de atravesar la parte ahumada el animal "imprime" sus huellas en el papel con sus patas impregnadas de hollín. Se utiliza un atrayente para inducir al animal a cruzar la plancha, se cubre ésta y se bloquea el acceso desde una de las entradas. El número de trampas.noche fue de 280.

Desde Septiembre de 1999 hasta Noviembre del 2000 encuestamos a 77 agricultores y ganaderos para recabar información sobre la presencia de la fauna en las inmediaciones de los caseríos.

Con todo ello, se llegaron a muestrear la mayor parte de las cuadrículas (2km x 2km) de la RBU (Fig. 2.2)

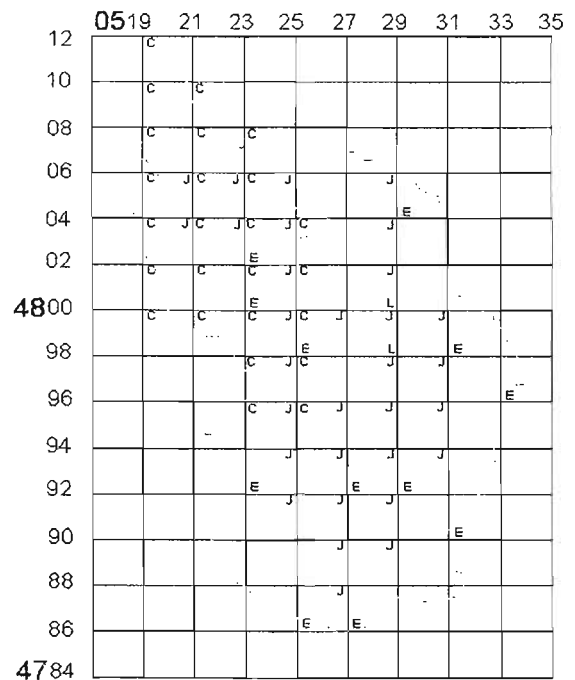
Además, realizamos un seguimiento radiotelemétrico a 7 visones europeos, 4 ginetas y 3 tejones capturados por el equipo investigador. Posteriormente a la captura se anestesiaron con Zooletil y se les colocó un collar emisor de radio. La localización de los animales marcados se realizó mediante la detección de la señal emitida por los emisores mediante receptores de ondas de radio (Fig. 2.1). La diferente frecuencia de onda a la que emitió cada emisor permitió individualizar los animales. La dirección de la señal de radio se determinó mediante dos receptores equipados con antenas direccionables tipo Yagi que "triangularon" la posición exacta del emisor (White & Garrot 1990). El seguimiento radiotelemétrico se realizó semanalmente desde Marzo de 1999 a Marzo de 2000. Localizamos los individuos marcados de forma

Figura 2.1. Fotografías de los materiales y técnicas utilizadas para el estudio de carnívoros: (a) jaula-trampa con una ginetá capturada; (b) trampa de huellas donde se observan las huellas de un gato doméstico en el papel adhesivo; (c) receptores de radiotimetría y antena Yagi direccional.



esporádica durante el día y realizamos seguimientos continuados desde el atardecer al amanecer tomando localizaciones aproximadamente cada hora. Además, las variaciones en la intensidad de la señal permitieron también determinar si el animal está activo o en reposo (Kenward 1987). En total, recogimos 330 localizaciones espaciales y 1211 datos de actividad de los visones europeos, 336 localizaciones espaciales de ginetas, y 441 localizaciones espaciales y 5505 datos de actividad de los tejones. Para asignar el tipo de hábitat a cada localización se superpusieron éstas a un mapa de hábitats todo ello con ayuda de un Sistema de Información Geográfica (GIS). Asimismo, calculamos las áreas de campeo de los individuos marcados y la disponibilidad de los hábitats en ellos mediante un GIS. La selección del hábitat se determinó relacionando los hábitats usados frente a su disponibilidad en el área de campeo mediante el test de la Chi cuadrado y aplicando el test de Bonferroni (Manly et al. 1993).

Figura 2.2. Distribución del esfuerzo de muestreo en cuadrículas de 2km x 2km según metodología empleada. C: Trampas de huellas; E: Encuestas; J: Jaulas-trampa; L: Lazos con tope.



Por último, durante las distintas fases del proyecto el trabajo de campo permitió hacer observaciones continuadas (de animales muertos, vivos o de huellas y rastros) y recabar valiosa información de varias personas, todo lo cual se ha incluido también en los resultados de este apartado.

2.4. Resultados

2.4.1. Distribución

2.4.1.1. Comadreja. *Mustela nivalis*

Todos los datos sobre esta especie se han recogido mediante testimonios de las personas entrevistadas. No se ha producido ningún avistamiento directo ni captura. La especie es escasa (Fig. 2.3).

2.4.1.2. Visón europeo. *Mustela lutreola*

Capturamos 10 individuos, todos ellos a lo largo de cursos de agua. En Febrero de 1999 capturamos 5 machos adultos y dos hembras. Encontramos uno de los machos muerto tres días después de la captura durante una tormenta de ventisca y nieve. Capturamos dos machos más en Septiembre de 1999, uno de ellos previamente capturado, y por último dos hembras más en Enero del 2000. Encontramos una de estas hembras muerta pocos días después en el lugar de captura.

Los datos obtenidos no permiten determinar el número de hembras incluidas en los territorios de los machos. Asumiendo una sex ratio similar a otros carnívoros semiacuáticos, esto es 2 hembras por macho (Gerell 1970, Kruuk 1995), la densidad en la RBU puede ser cercana a 3 visones por 10 km de río principal.

Esta especie está ampliamente distribuida y es abundante en la Reserva (Fig. 2.4).

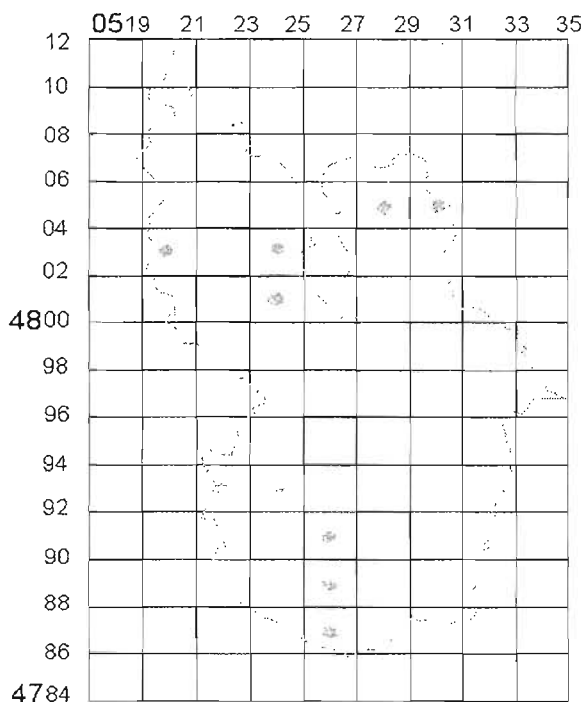


Figura 2.3. Distribución de la Comadreja en cuadrículas de 2km x 2km.

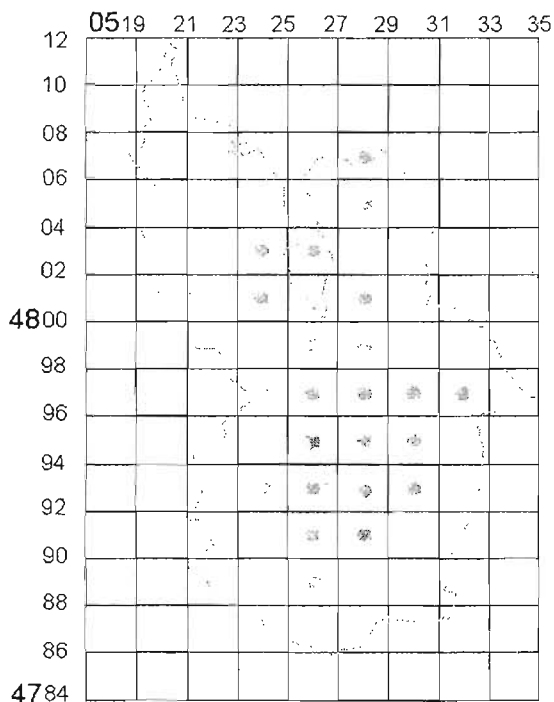


Figura 2.4. Distribución del Visón Europeo en cuadrículas de 2km x 2km.

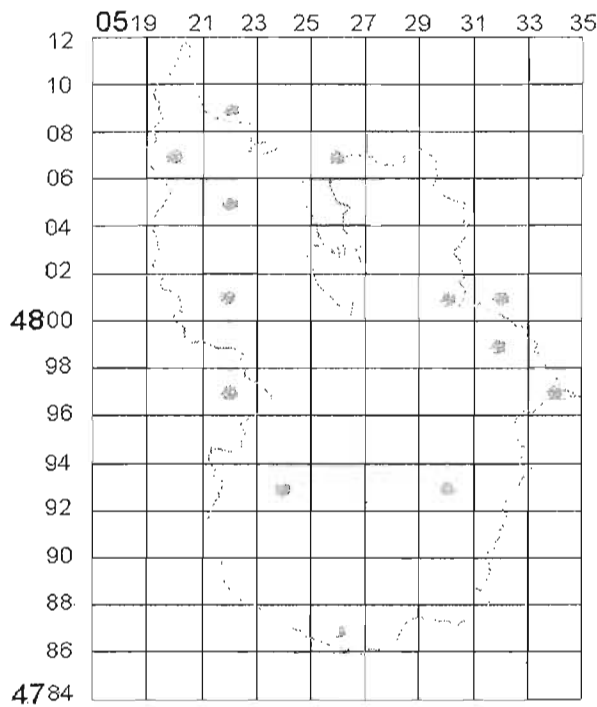


Figura 2.5. Distribución de la Garduña en cuadrículas de 2km x 2km.

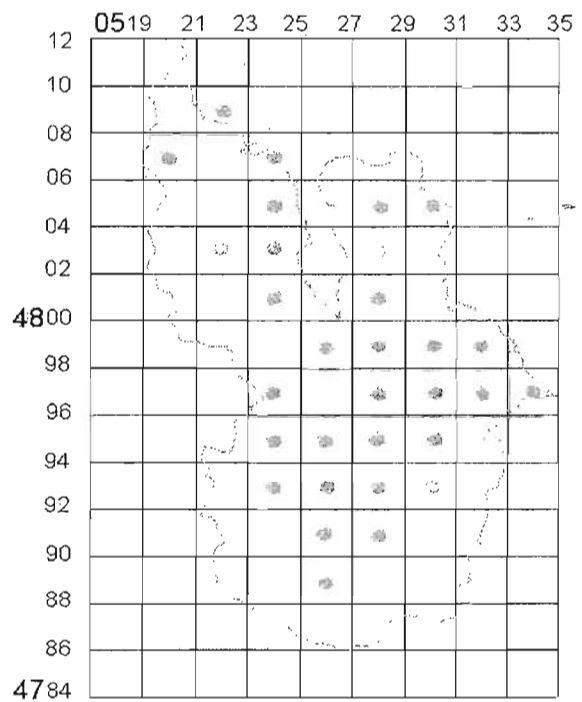


Figura 2.6. Distribución del Gineta en cuadrículas de 2km x 2km.

2.4.1.3. Vison americano. *Mustela vison*

No se ha logrado ningún dato directo durante el transcurso del estudio pese a existir testimonios anteriores de su presencia en los tramos superiores del Oka. Se constató la existencia de un ejemplar disecado en Ajuria (Muxika) que según el propietario lo mató un perro en esa misma localidad en diciembre de 1999. De ello se desprende que la especie existe en la Reserva, aunque probablemente su abundancia es muy baja o su presencia únicamente debida a individuos en dispersión desde otras zonas cercanas.

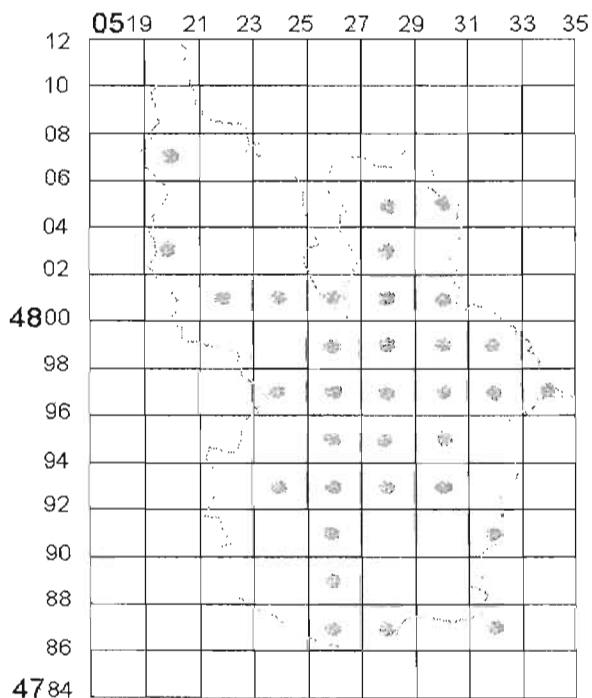


Figura 2.7. Distribución del Tejón en cuadrículas de 2km x 2km.

2.4.1.4. Turón. *Mustela putorius*

No se ha registrado su presencia en la RBU. La aparición de ejemplares atropellados cerca de sus límites sugiere que la especie puede existir también en la Reserva, aunque probablemente el número de efectivos sea muy reducido.

2.4.1.5. Garduña. *Martes foina*

Es una especie distribuida por toda la RBU. La mayoría de los datos provienen de avistamientos y testimonios, y únicamente ha sido capturada en una ocasión,

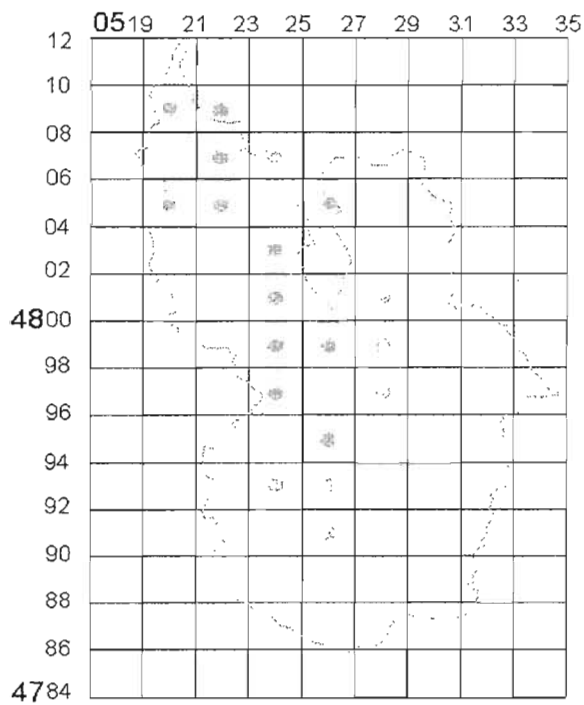


Figura 2.8. Distribución del Gato Doméstico en cuadrículas de 2km x 2km.

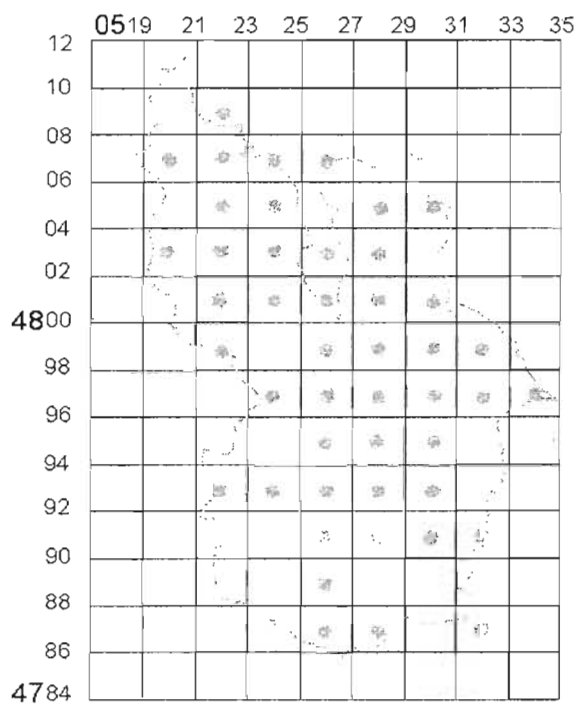


Figura 2.9. Distribución del Zorro en cuadrículas de 2km x 2km.

lo que sugiere que la especie no es abundante (Fig. 2.5).

2.4.1.6. Gineta. *Genetta genetta*

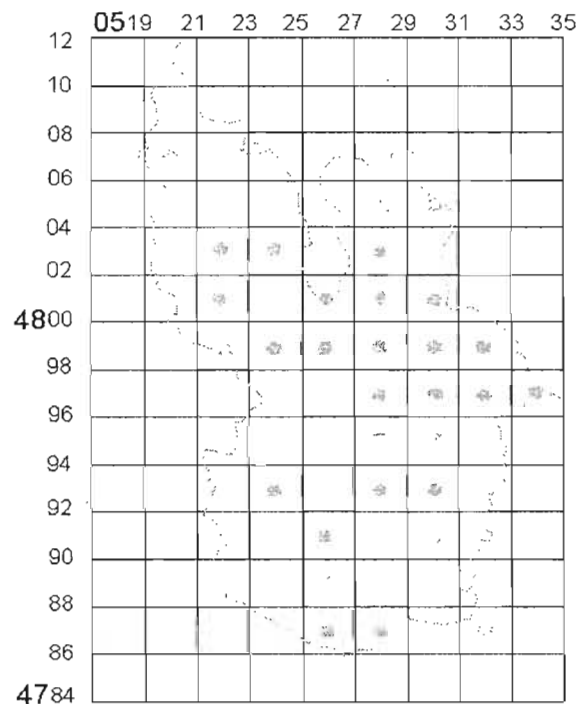


Figura 2.10. Distribución del Jabalí en cuadrículas de 2km x 2km.

La especie muestra una presencia muy extendida en la RBU, y probablemente este presente a lo largo de toda ella. Durante el periodo de estudio se capturaron 21 ginetas diferentes. La eficiencia de captura fue de 1,7 ginetas por cada 100 trampas-noche, sin incluir recapturas, lo cual sugiere una elevada abundancia (Fig. 2.6).

2.4.1.7. Tejón. *Meles meles*

De amplia distribución en la Reserva. Las observaciones de diferentes animales (entre 5 y 6 individuos) en la zona ocupada por un clan de esta especie sugiere que puede ser abundante en las zonas favorables (Fig. 2.7).

2.4.1.8. Gato doméstico. *Felis catus*

Es sin duda uno de los carnívoros más abundante en la Reserva. La abundancia de gatos estimada a partir de las jaulas ha sido de 0,9 individuos por 100 trampas.noche. Es muy probable también que esté muy extendido, aunque los datos

recogidos no permiten determinar hasta que punto (Fig. 2.8). La mayor parte de los datos sobre gatos domésticos se circunscriben a aquellos recopilados mediante las jaulas-trampa y las trampas de huellas y se han capturado animales o recogido sus huellas en todos los medios.

No se han incluido los gatos observados en los caseríos, de ser así el gato doméstico aparecería en todas las cuadrículas.

2.4.1.9. Zorro. *Vulpes vulpes*

Aparece también ampliamente distribuido (Fig. 2.9). Probablemente es también abundante, aunque los datos obtenidos no permiten asegurarlo fehacientemente. De hecho, la mayor parte de los registros provienen de avistamientos (directos o indirectos) y testimonios, y estos últimos son proclives a mencionarlo debido a su eventual efecto dañino sobre la propiedad. También es posible que la epidemia de sarna sarcóptica que ha sufrido la población en los últimos años haya mermado sus efectivos en la RBU. Sus rastros se localizaron en cualquier tipo de medio.

2.4.1.10. Jabalí. *Sus scrofa*

Ampliamente distribuido (Fig. 2.10). No se considera abundante a pesar de que pueden producirse aglomeraciones locales de forma temporal en respuesta a la abundancia de recursos. La mayor parte de los datos provienen de testimonios y es de reseñar que únicamente no hemos recogido citas en el valle de Ugarte (Muxika).

2.4.1.11. Corzo. *Capreolus capreolus*

Su presencia parece limitada a los alrededores del monte Oiz y a la zona entre Gautegiz-Arteaga e Ibarrangelua dominada por el encinar (Fig. 2.11).

2.4.2. Uso del espacio de las especies de mayor interés

2.4.2.1. Visión europeo

En la RBU esta especie habita tanto los ríos mayores como las regatas de menos de un metro de ancho, además de los carrizales cercanos a ellos. Los visones marcados han sido observados en zonas agrícolas pero también en tramos de río muy urbanizados e industriales.

El promedio del tamaño de la longitud de los cursos de agua ocupados por los machos fue de 12,7 km (rango de 11,1 a 16,7 km, n=5). La longitud media del tramo de río principal, definido como el río de mayor orden que proporciona acceso al resto cursos de agua de menor orden, fue de 6,0 km (rango de 2,5 a 11 km, n=5). El uso tramo de río principal varió poco a lo largo del año mientras la utilización de los tramos de menor orden fue más variable. Las áreas de campeo de los machos fueron contiguas y ocuparon la mayor parte de los ríos prin-

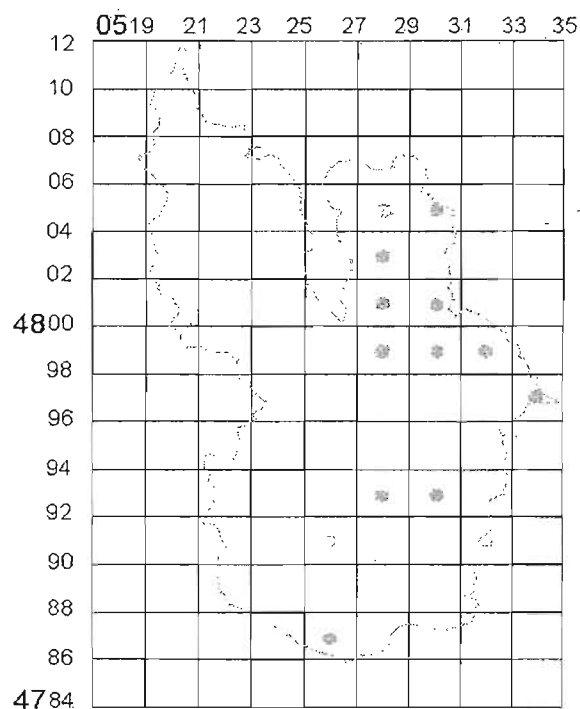
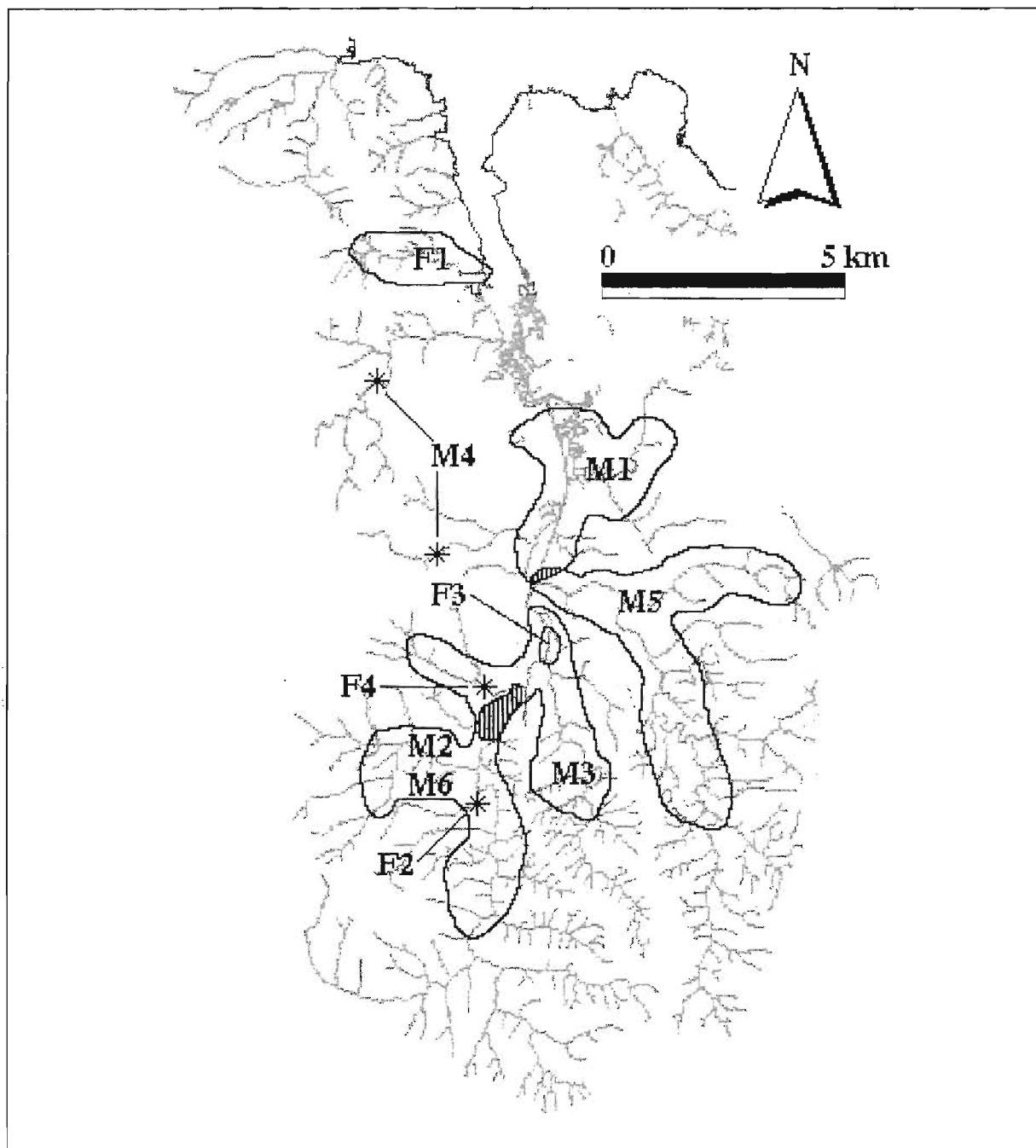


Figura 2.11. Distribución del Corzo en cuadrículas de 2km x 2km.

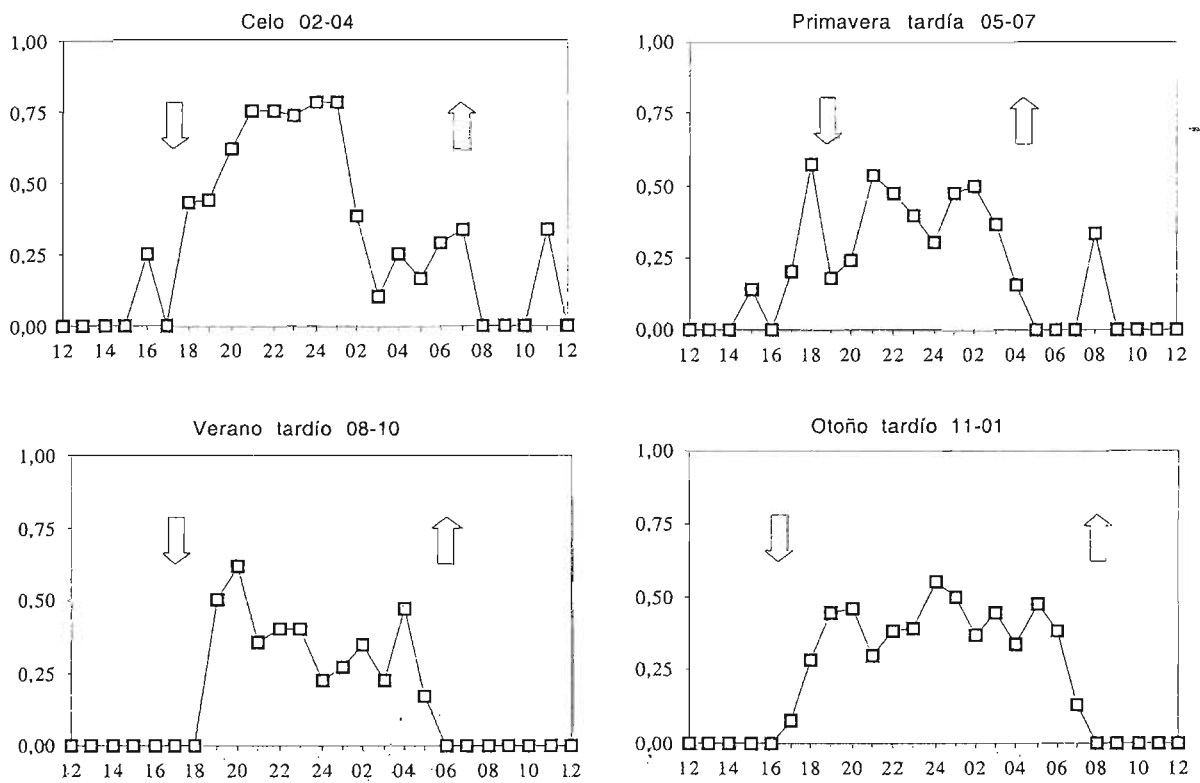
Figura 2.12. Disposición de las áreas de campeo de los visones europeos radiomarcados y lugar de captura de otros visones europeos sobre la red hidrográfica de la RBU. La numeración denota animales diferentes y la F indica hembra y la M indica macho. Las zonas rayadas corresponden a áreas de campeo que se solaparon.



cipales de la RBU (Fig 2.12). Una de las hembras utilizó una pequeña regata y carrizales adyacentes a lo largo de 3,6 km y la otra hembra marcada usó únicamente 0,6 km de un río principal. La distribución espacial de los sexos en la RBU sugiere que las hembras habitan dentro de las áreas de campeo de los machos.

Encontramos 144 madrigueras o lugares de reposo de los visones europeos, la mayoría situada bajo matas densas de zarzas (*Rubus* sp.) de la ribera (n=129), y otras en carrizales (*Phragmites australis* y *Arundo donax*) (n=13). En la mayoría de los casos no pudimos determinar si eran madrigueras excavadas o simples encames, pero la potencia de la señal sugería que los animales se encontraban en la superficie. En cualquier caso, una de las hembras utili-

Figura 2.13. Ritmos de actividad del visón europeo. Las flechas indican el comienzo del ocaso y fin del amanecer.



zó tres madrigueras durante la época de cría, y excepcionalmente uno de los machos descansó al menos un día junto a un tubo de desagüe a 5-6 m de la ribera del río y bajo la acera de la carretera general. Todos los lugares de reposo nocturnos se utilizaron una única vez, y la frecuencia de uso de los diurnos fue de 1,3 (DE=1,01, n=99).

Los ritmos de actividad estacionales muestran una patrón contrastado (Fig. 2.13). Únicamente encontramos actividad diurna desde Febrero a Julio, mientras que el resto del año la actividad fue estrictamente nocturna. Durante el periodo de celo la mayor parte de la actividad nocturna se concentró alrededor de la medianoche aunque la actividad crepuscular fue también notoria. También la duración de la actividad fue mayor en esta época. En el resto de épocas la actividad crepuscular fue mínima. Desde Mayo a Octubre los visones se mostraron algo menos activos durante la medianoche mientras que de Noviembre a Enero la actividad fue normalmente regular a lo largo de la noche.

2.4.2.2. Gineta

El área de campeo anual varió notablemente entre los tres ejemplares, dándose asimismo diferencias entre las estaciones (Tabla 2.1). Uno de los machos exhibió un área de campeo mayor (10,16 km²) que los otros dos machos (≈3 km²) (Fig. 2.14).

Tabla 2.1. Area de campeo (km²) estacionales para tres machos adultos de gineta.

	Invierno99	Primavera99	Verano99	Otoño99	Invierno00	Total
G1	0,38	2,56	5,80	8,31	0,88	10,16
G2	1,81	0,95	1,01	1,81	2,75	2,12
G3	2,31	2,91	1,57			3,39

Tabla 2.2. Selección de hábitat para los lugares de descanso y las zonas de actividad de tres machos de gineta. La selección se indica como: (+) preferido y (-) evitado.

	G1		G2		G3	
	Descanso	Activo	Descanso	Activo	Descanso	Activo
X ²	37,6 ***	49,4***	39,3 ***	8,8*	30,9 ***	9,4*
Encinar	+	+	+	+	+	
Pinar	-	-	-		-	-
Eucaliptar		-			-	
Prados			-	-	-	

(*) $p < 0,05$; (**) $p < 0,01$; (***) $p < 0,001$

Figura 2.14. Áreas de campeo anuales de las ginetas radiomarcadas sobre foto aérea. El polígono de contorno rojo corresponde a la G1 del texto, el azul a G2 y el anaranjado a G3.

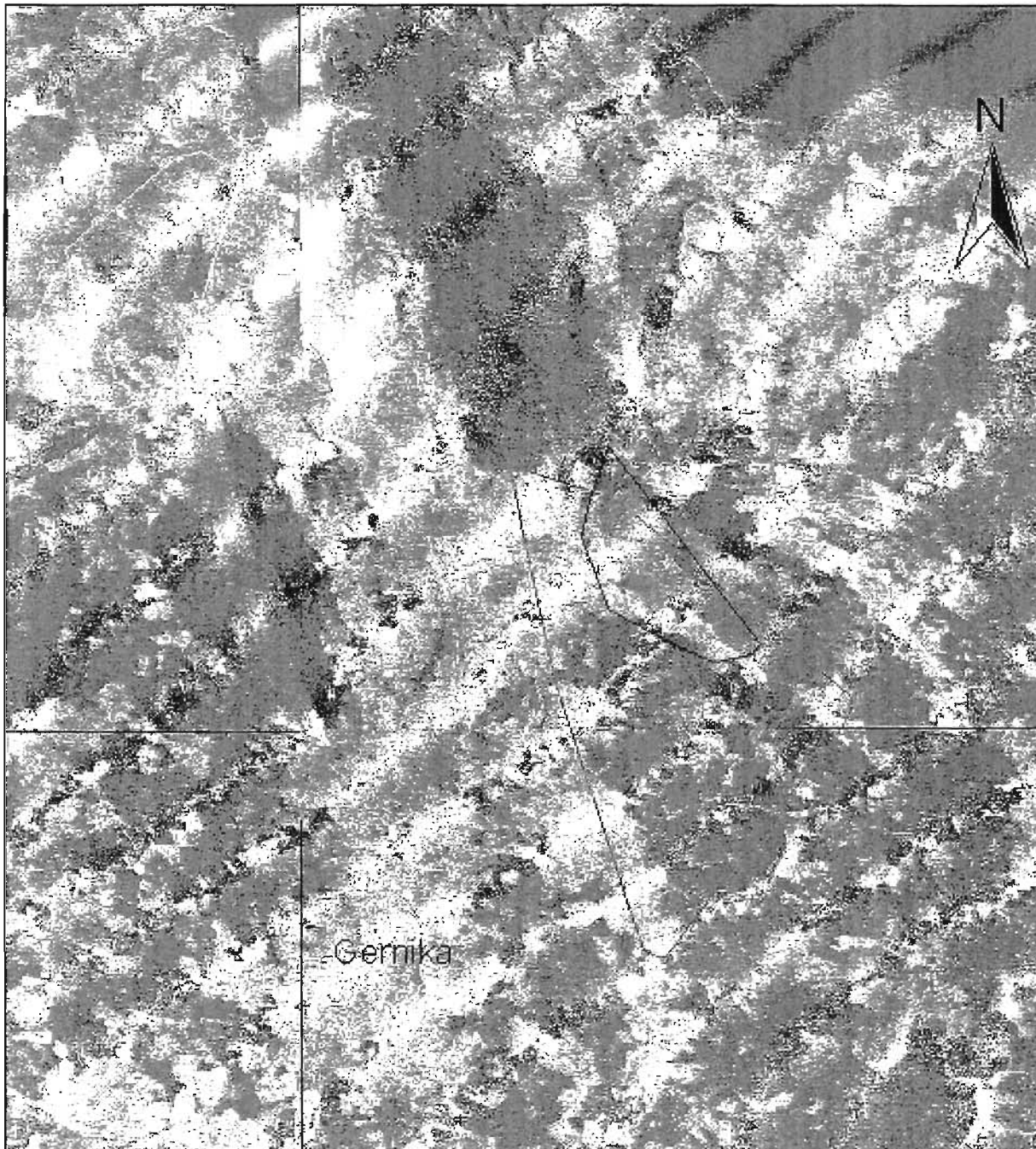


Tabla 2.3. Porcentaje del total del área de campeo utilizado en las diferentes estaciones.

	TM1	TM2	TH1
Primavera	50,0	81,4	45,2
Verano	65,8	41,7	35,6
Otoño	34,8	30,8	54,8
Invierno	33,2	53,0	45,2

Tabla 2.4. Índice de Jacobs para los diferentes hábitats y estaciones. Los valores oscilan entre 1 y -1, indicando los valores positivos la utilización preferente de dicho hábitat y los negativos para tipos de hábitat evitados. Aquellos que alcanzan significación estadística son señalados con un asterisco.

	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Prado	0,23	0,47*	0,54*	0,45*
Pinar	-0,30*	-0,37*	-0,86*	-0,74*
Encinar	0,15	-0,04	0,13	0,26
Bosque Mixto	-0,20	-0,66*	-0,01	-0,14
Otros	-0,22	-0,49	-0,50	-1,00*

Las ginetas seleccionaron principalmente un único tipo de hábitat, el encinar (Tabla 2.2), independientemente del tamaño que tenga este hábitat en el área de campeo de cada ejemplar. Los pinares y los prados no fueron seleccionados positivamente. Las ginetas no evitaron los eucaliptares, aunque tampoco los seleccionaban positivamente, localizándolas en estas plantaciones en varias ocasiones, tanto en los periodos de actividad como de descanso. Por otra parte, las ginetas de Urdaibai seleccionaron también el encinar como hábitat para establecer sus encames y madrigueras.

El comportamiento de las ginetas fue principalmente nocturno, incrementando la actividad a medida que la duración de la noche se reducía. Por otro lado, se comprobó que había una notable actividad precrepuscular, y en algunos casos se observó actividad diurna.

2.4.2.2. Tejón

La superficie de las áreas de campeo fueron de 158 y 123,5 hectáreas para los machos y 67,5 Ha. la hembra (Fig. 2.15). No se apreció ninguna tendencia general en la variación del tamaño a lo largo del año (Tabla 2.3). El área de campeo estuvo compuesta básicamente de campos (44%), pinares (33%) y encinares (13%). El 10% restante estuvo compuesto por diversas formaciones con escasa cobertura: bosques de caducifolios, eucaliptales y matorrales.

Las localizaciones observadas mostraron diferencias significativas con las esperadas según la disponibilidad de hábitats en el área de campeo ($X^2=120,7$, $p<0,0001$, $gl=6$). Los índices de Jacobs de preferencia de hábitats y la significación estadística de dichos índices se muestran en la Tabla 2.4. Los prados fueron seleccionados tanto en el conjunto del año como en las diferentes estaciones a excepción de la primavera. El pinar fue evitado en todo momento y el bosque mixto fue rehuido significativamente a lo largo del año, pero en el análisis por estaciones tan sólo en verano. El eucaliptal, que debido a su escasa presencia solo pudo ser considerado para análisis en el cómputo anual, fue también rehuido. Respecto a las demás categorías de hábitat consideradas, no fueron ni seleccionadas ni rehuidas significativamente, esto es, se usaron de un modo oportunista.

Se localizaron un total de 9 refugios. Si bien uno de ellos se encontraba en la superficie protegido por un denso zarzal, los 8 restantes eran tejoneras propiamente dichas, que se adentraban en el subsuelo. De estas, 4 se localizaron en encinar, 1 bajo un denso matorral, 1 en pinar, 1 en bosque caducifolio y, finalmente, 1 en el límite entre el prado y el encinar.

Tabla 2.5. Duración media del periodo de actividad de los tejones radio-marcados en las diferentes estaciones.

	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Media Anual
Periodo de actividad	405	472	349	261	372
Porcentaje del día	26,9	31,3	22,9	17,6	25,8

Figura 2.15. Áreas de campeo anuales de los tejones radiomarcados sobre foto aérea. El trazo azul corresponde a la hembra, y el rojo y anaranjado a sendos machos.



Durante el periodo de muestreo se obtuvieron un total de 5505 registros de actividad/inactividad, de los cuales 2985 fueron "activo". La actividad de los tejones fue de un carácter totalmente nocturno ($X^2=621,7$, $p<0,001$, $gl=1$), correspondiendo el 99,45% de los registros activos a ese periodo, mientras que solo el 0,55% de los registros activos corresponden al día. No se observaron diferencias significativas entre los periodos de actividad de los diferentes animales radiomarcados (Kruskal-Wallis test, $H=0,27$, $p<0,9$, $gl=2$). La duración del periodo de actividad varió entre estaciones (Kruskal-Wallis test $H=18,2$, $p<0,0001$, $gl=3$), siendo la duración media del periodo máxima en verano y mínima en invierno (Tabla 2.5). Durante el invierno, y en alguna ocasión también el otoño, se dio el caso de que alguno de los animales no abandonase el refugio en ningún momento. La comparación de cada una de las estaciones con el

de a
resto revela que unicamente la diferencia entre los periodos de verano e invierno es significativa (Nemenyi test $Q=4,1$, $p<0,01$).

En general, los tejones no abandonaron la tejonera hasta bien entrada la noche y regresaron a ella antes de amanecer, lo que redundó en la nocturnidad de los ejemplares estudiados. Por último, la distancia recorrida fue mayor en primavera-verano que en otoño-invierno (Kruskal-Wallis test $H=31,3$, $p<0,0001$, $gl=3$).

2.5. Discusión

La comunidad de carnívoros de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai no es muy diversa. Su situación biogeográfica permitiría la presencia de varias especies que no han sido registradas, como el gato montés o el turón.

Unicamente 4 especies parecen ser abundantes en la Reserva: el zorro, el tejón, la gineta y el visón europeo. Las razones para cada una de ellas son probablemente bien diferentes.

El aprovechamiento de recursos antrópicos del zorro favorece su abundancia. No esperamos que factores relacionados con los usos humanos alteren notablemente la abundancia de la especie a medio y corto plazo en la RBU.

El tejón explota los límites entre el bosque y los prados, los cuales son abundantes en el paisaje con elevado mosaicismo de la RBU. La utilización del hábitat de los tejones está principalmente regida por dos factores: la disponibilidad de alimento en cada tipo de hábitat y su idoneidad como refugio. En nuestro caso, el único tipo de hábitat seleccionado fue el prado, evitando los pinares, eucaliptales y caducifolios, y utilizando el resto de categorías de un modo oportunista. Este uso del hábitat es lógico teniendo en cuenta que es en los prados donde el tejón encuentra los principales componentes de su dieta, lombrices en la superficie durante la noche, y fruta junto a los cultivos o al pie de los frutales. Por otro lado, el patrón de uso del hábitat es similar al obtenido en otros estudios (Seiler et al. 1995), siendo el prado (categoría que engloba las áreas de cultivo) el hábitat más utilizado y estando relegado a un segundo plano el hábitat forestal. En la RBU las plantaciones forestales no se han utilizado debido a que éstas apenas ofrecen recursos tróficos a los animales. Sin embargo, la mayoría de las tejoneras se encuentran en el encinar, probablemente debido a la protección que este tipo de bosque, denso y de difícil acceso, brinda. La protección que gozan los encinares en la RBU garantiza las zonas de refugio para esta especie y las zonas de prados adyacentes a ellas proporcionan zonas aptas de alimentación muy diversa cerca del refugio. Por otro lado, las nuevas prácticas forestales tendentes al desbrozado del sotobosque (sobre todo en los pinares) no favorecen en absoluto la presencia de la especie allí donde no existe encinar. Como consecuencia, el incremento eventual de la superficie forestal en la Reserva va en detrimento de la especie.

La densidad de ginetas en la RBU es bastante alta; si se comparan los índices de captura (1,7 ginetas por 100 trampas-noche) con los obtenidos en otras regiones de la Península Ibérica vemos que hay una notable diferencia: 0,54 ginetas por 100 trampas-noche en el Ebro a su paso por La Rioja (Torres & Zuberogoitia 1997), 0,29 ginetas por 100 trampas-noche en Doñana, Huelva (Palomares & Delibes 1993, 1994), y 0,17 ginetas por 100 trampas-noche en el Parque Natural de Urkiola (Zuberogoitia et al. 1999). Además, las ginetas están presentes en la práctica totalidad de la superficie de la Reserva. De acuerdo al uso del espacio observado y los escasos daños atribuidos por los baserritarras a esta especie, no parece que el uso de recursos de origen antrópico sea responsable de esta abundancia. El mosaicismo del paisaje permite aprovechar recursos variados, pero probablemente el uso del sotobosque cerrado sea el principal factor para explicar su abundancia. La especie tiene probablemente gran capacidad para cazar en este tipo de ambiente, el cual ofrece además cobijo abundante. El sotobos-

que está presente en todos los tipos de bosque de la RBU, aunque es relativamente más abundante en el encinar. También en este caso la protección de los encinares en la RBU favorece la presencia de la especie. La falta de selección por los prados sugiere que el incremento o descenso de la superficie forestal en perjuicio o favor de los prados no parece que vaya a afectar de forma apreciable la abundancia de la especie.

La abundancia de visones europeos es también remarcable. La supervivencia de esta especie está seriamente amenazada, ya que en la última mitad de siglo XX había desaparecido de gran parte de su área de distribución, que originariamente se extendía por toda Europa (Youngman, 1982). Actualmente persiste en dos zonas separadas entre si por más de 2000 km: uno en el Este y otra en el Suroeste europeo (Youngman 1982, Palazón et al. 1993, Ozolins & Pilāts 1995), que en los últimos años se han reducido notablemente (Camby 1990, Sidorovich 2000). Aunque las causas de esa regresión no están claras, los estudios más recientes apuntan a la expansión del visón americano como responsable del declive del visón europeo. El número de visones europeos estimado en la RBU son similares a los calculados en su zona oriental de distribución previamente a la colonización del visón americano (Sidorovich et al. 1995).

La falta de conocimiento sobre la especie no permite concluir las causas que promueven el elevado número de visones presente en la RBU. Sin embargo, la presencia de la especie en casi todos los tipos de cursos de agua permite adelantar que la acción humana directa o indirecta (a través de los usos del suelo) no ha afectado hasta el momento la distribución de la especie y no existen indicios para pensar que lo contrario vaya a ocurrir en un futuro cercano. Asimismo, la ausencia de visones americanos en la RBU es probablemente un factor positivo para la conservación y abundancia del europeo. Por último, la elevada disponibilidad de matorral en las riberas de los ríos permite asegurarle cobijo a lo largo de enormes tramos de río y es probablemente un factor importante para su presencia en la Reserva.

Los gatos domésticos que campean libremente han sido los carnívoros más abundantes en este estudio, y además se han registrado en todo tipo de hábitats. La existencia de casas habitadas o semihabitadas favorece su aparición. Su presencia es sin duda un factor de competencia con otros carnívoros silvestres y aumenta los riesgos de amenaza para ellos.

La baja abundancia de comadreja y su aparente disminución es un fenómeno ya observado en otras zonas de Bizkaia (Aihartza et al. 1999), sin embargo, las razones subyacentes no han sido determinadas. Es una cuestión que merece estudiarse con mayor detenimiento.

El bajo número de garduñas registrado puede ser debido a varias razones. Por un lado, el elevado número de ginetas puede afectar negativamente en la garduña; aunque las relaciones entre estas dos especies no son conocidas, podría ocurrir competencia por recursos comunes en algunas épocas del año. Por otro lado, la enorme extensión de las plantaciones forestales y su reducida variedad en recursos pueden dar lugar a una reducción de su densidad. Como consecuencia, es esperable que la densidad de garduñas en la RBU se mantenga en sus niveles actuales mientras se mantenga asimismo la proporción de repoblaciones forestales.

La presencia de los turones puede estar limitada por dos factores. Por un lado, la elevada proporción de plantaciones forestales que pueden mermar la disponibilidad de las presas potenciales de esta especie: los micromamíferos y los anfibios. Por otro lado, el elevado número de visones europeos en el medio acuático (ríos y marismas) pueden suponer un freno a su presencia en esos medios, los cuales pueden ser muy utilizados por los turones en ciertas épocas del año.

La ausencia de gatos monteses puede ser consecuencia de la baja disponibilidad de bosques maduros en la RBU. Además, la hibridación con los gatos domésticos puede amenazar la pervivencia de los gatos monteses. Por tanto, la abundancia de los gatos domésticos que campean libremente son un factor de riesgo potencial para el gato montés.



3. QUIRÓPTEROS

3.1. Introducción

Los quirópteros constituyen, junto con los roedores, uno de los órdenes más diversos de mamíferos, con 977 especies descritas (Corbet & Hill 1991), la mayoría de las cuales son habitantes del mundo tropical y subtropical. A pesar de que en la actualidad se consideran un grupo de gran interés tanto desde el punto de vista zoológico como de conservación (Stebbing & Griffith 1986, Stebbings 1988, Ransome 1990, Kunz & Racey 1998), existe gran desconocimiento, aún hoy, sobre su biología y ecología. Afortunadamente, las investigaciones y publicaciones se han multiplicado durante los últimos años (Kunz 1982, Stebbings & Griffith 1986, Mitchell-Jones 1987, Stebbings 1988, Ransome 1990, Altringham 1996, Kunz & Racey 1998, Neuweiler 2000, etc.), al tiempo que se desarrollan técnicas más precisas y sofisticadas encaminadas al estudio y análisis profundo de su biología (Ahlen 1989, 1990, Kunz 1990a, Limpens 1993, Barataud 1996, Ahlén & Baagøe 1999).

En Europa se han reconocido 35 especies (Barrat et al. 1996, 1997, Mitchell-Jones et al. 1999), de las cuales 23 están presentes en Euskal Herria y 22 en la CAPV, lo que supone aproximadamente un tercio del conjunto de los mamíferos continentales (Masson, 1984; Masson & Sagot 1985, 1987, Alcalde 1995, Aihartza, 2001).

Desde el punto de vista zoogeográfico los quirópteros de Euskal Herria presentan dominancia de especies centro-europeas y mediterráneas del norte (según Carol et al. 1983), o de especies mediterráneas del sur (según Romero 1990), y se caracteriza por la ausencia de las especies europeas más netamente septentrionales como *M. brandtii*, *M. dasycneme*, *E. nilssonii* y *V. murinus*, y de las más claramente meridionales del occidente europeo, como son *R. mehelyii* y *M. capaccinii*.

Entre los factores responsables del patrón de riqueza de especies destacan los aspectos

relacionados con la humanización y consiguiente alteración del hábitat (Walsh & Harris 1996a, 1996b). Los problemas relacionados con el hábitat son importantes en especies asociadas a bosques caducifolios, y en especial a bosques maduros y bien estructurados. Las plantaciones forestales en monocultivo tienden a sufrir fuertes plagas como la procesionaria del pino, y los consiguientes tratamientos con insecticidas forestales inespecíficos pueden afectar también a varias especies de murciélagos al limitar la disponibilidad de presas (Stebbing 1988, González-Alvarez 1991). Por otro lado, la eliminación de árboles añosos, moribundos o secos, bien para leña, para evitar la expansión de enfermedades fúngicas, o por su simple sustitución por plantas jóvenes, conlleva la pérdida de refugio para muchas especies, así como la disminución de la producción de insectos.

Los cambios relacionados con las prácticas agrícolas tienen también una clara incidencia en las comunidades de murciélagos. La disminución de la diversidad estructural y de hábitat asociada a la agricultura intensiva conlleva una reducción de la disponibilidad de insectos y restringe su distribución estacional. Por otra parte, la especialización morfofuncional de las distintas especies de murciélagos implica que las abundancias de insectos sólo sean realmente explotables en entornos con características físicas concretas (espacios abiertos o cerrados, vegetación más o menos cerrada, etc.). En consecuencia, los entornos en mosaico que incluyen campos, setos, bosques, riberas, etc. favorecen tanto la abundancia como la diversidad de quirópteros (Stebbing 1989, Jong 1994, Walsh & Harris 1996a, 1996b).

Las marismas, cuencas de inundación y vegetación riparia constituyen entornos muy productivos para los insectos, y son muchas las especies de murciélagos que las explotan de forma extensiva (Stebbing 1988, Rydell et al. 1994). Los procesos de canalización y drenaje de los ríos, y la desecación y urbanización de las cuencas de inundación y marismas producidos en nuestro entorno hasta fechas recientes, pueden ser responsable de los reducidos números de especies observados en las zonas bajas de la vertiente atlántica, junto con la industrialización, urbanización, y expansión de los cultivos de coníferas.

El Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la CAPV (Alvarez et al. 1998) cataloga como "En Peligro" al murciélago mediterráneo de herradura *Rhinolophus euryale*; otras 7 especies se consideran "Vulnerables" -6 de ellas presentes en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai-, 3 "Raras", 6 de "Interés Especial", y 3 "No Amenazadas".

El murciélago mediterráneo de herradura *Rhinolophus euryale*, es así mismo una de las especies más amenazada en Europa y existen datos fehacientes de su declive en Francia y Eslovaquia (Stebbing & Griffith 1986, Brosset et al. 1988, Stebbing, 1988). Entre los factores que pueden incidir en el retroceso de la especie, los más citados son la perturbación y pérdida de refugios, el anillamiento incontrolado, el uso indiscriminado de insecticidas organoclorados y la transformación de los hábitats naturales (Benzal et al. 1988, Brosset et al. 1988, Stebbing 1988, Makin 1989, Blanco & González 1992, Palmeirim & Rodrigues 1992). Pese a ello, el conocimiento de la ecología general de la especie está limitado a los refugios o al patrón de actividad (Brosset & Caubere 1959, Dulic 1963, Masson 1990, Masson 1999), sin que se hayan podido determinar sus requerimientos espaciales y de hábitat (Brosset 1988, Barataud 1999). Sin embargo, la pérdida y alteración de los hábitats de caza se consideran entre los factores de riesgo más importantes para los murciélagos en general (Stebbing, 1988; Entwistle et al. 1996, Race 1998, Siero 1999).

3.2. Objetivos

- a. Obtener un inventario específico de los quirópteros en la RBU.
- b. Determinar los refugios de las colonias más importantes para los quirópteros así como el uso y la selección del hábitat de las especies de mayor interés.

Figs. 3.1 y 3.2. Muestreo mediante redes quiropterológicas a la entrada de una cueva. Escucha mediante detector de ultrasonidos Ultrasound Advice SB-25.



b.1. Prever la tendencia en la abundancia, composición específica y distribución de los mamíferos estudiados en los próximos años, a la vista de las tendencias en el paisaje y los usos humanos.

3.3. Metodología

Todas las técnicas de estudio de murciélagos son selectivas y no existe una única cuyo empleo en exclusiva refleje claramente las poblaciones y distribución de las distintas especies presentes en un territorio concreto (Mitchell-Jones 1987, Thomas & La Val 1990, Kuenzi & Morrison 1998, O'Farrell & Gannon 1999). Por otra parte, existen grandes limitaciones metodológicas para desarrollar estudios faunísticos cuantitativos, reduciéndose estos a seguimiento de colonias en refugios concretos. En consecuencia, en los estudios a nivel de hábitat se imponen los estudios de tipo cualitativo (Thomas & Stephen 1989). En este trabajo hemos combinado diversas metodologías de muestreo dirigidas al conocimiento de la diversidad de especies presentes en el territorio y su distribución. Así mismo, hemos desarrollado otras actividades destinadas al seguimiento de colonias y el estudio de la fenología de las distintas especies.

La búsqueda directa en refugios potenciales la hemos realizado fundamentalmente de día y durante todas las épocas del año. La búsqueda de animales o señales de su presencia se ha realizado con la ayuda de focos halógenos de 50 w y baterías, capturando los animales mediante redes de mano o mangas en el caso de las especies que penden libres en el refugio, y con la ayuda de alambres cubiertos de material plástico protector para las especies fisurícolas (Finnemore & Richardson 1987, Kunz & Kurta 1990). Las redes quiropterológicas se han colocado tanto en las entradas o inmediaciones de refugios potenciales, como sobre ríos, caminos y sendas, sotos fluviales, y otras potenciales zonas de paso durante el campeo nocturno (Finnemore & Richardson 1987, Kunz & Kurta 1988). Por último, y también durante el período de mayor actividad de los murciélagos, hemos utilizado técnicas de grabación y análisis de los sonidos de ecolocación y sociales para la identificación de animales en vuelo libre, utilizando un detector Pettersson Elektronik D-980 con sistemas de heterodinos, división de frecuencia y tiempo expandido, sistema este último que permite una caracterización mucho más detallada de los sonidos, y ofrece mayores posibilidades de identificación específica. Las grabaciones, realizadas en un DAT (Sony TCD-D7), han sido analizadas mediante ordenador

por medio del software SoundEdit Pro de Multimedia Inc. (Ahlén 1989, 1990, Barataud 1996, Ahlén & Baagøe 1999).

En conjunto hemos muestreado en un total de 42 localidades del área de estudio, incluyendo refugios diurnos como cuevas, puentes y edificaciones, así como zonas de caza, de paso y posibles bebederos. Si bien hemos realizado muestreos durante todo el año, éstos han sido notablemente más intensos fuera del período invernal, debido fundamentalmente al patrón de actividad estacional de los murciélagos. Además de las salidas de campo, hemos realizado consultas a los espeleólogos del área de estudio, recabando información especialmente en lo que se refiere a la localización de colonias, depósitos de guano que sugieran la existencia actual o pasada de éstas, y ubicación de cuevas y simas.

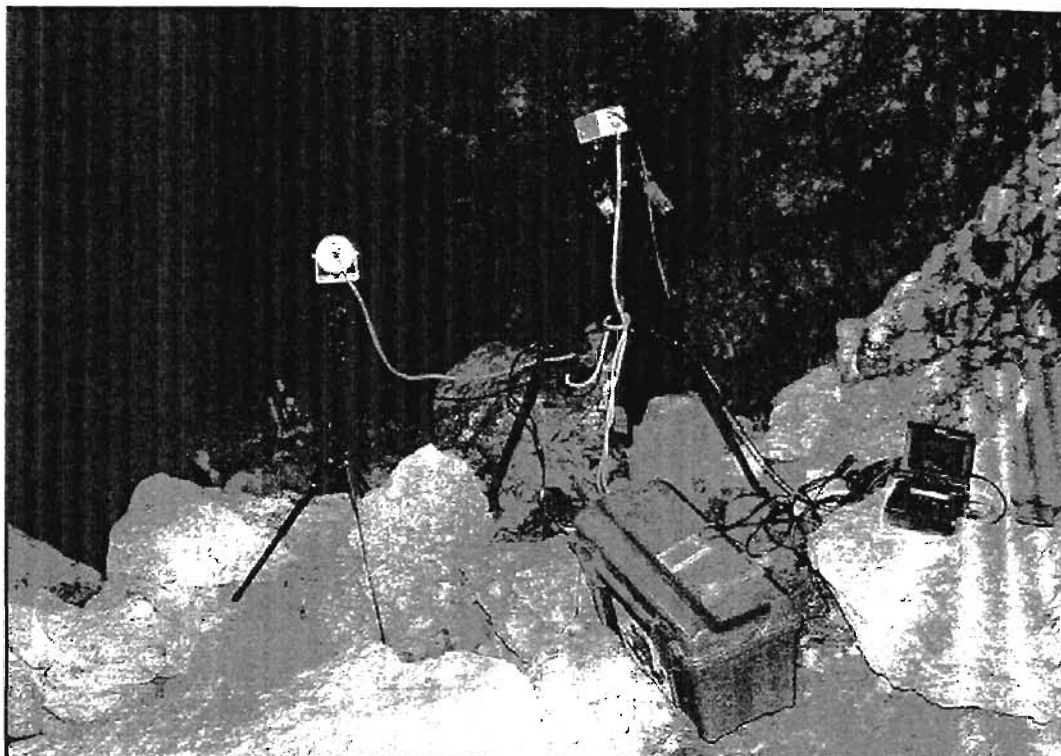
De forma complementaria, donde detectamos colonias importantes, agregaciones estacionales, o indicios de actividad destacable de murciélagos, hemos tomado datos relativos a abundancias, actividad y agregación social. En los casos de dificultad de conteo directo empleamos videograbadores adaptados a condiciones de semioscuridad siguiendo el método propuesto por Rodrigues y Palmeirim (1994): adaptamos una cámara Sony SSC-370P sustituyendo el filtro de infrarrojo de su CCD por un filtro neutro; las grabaciones se realizaron en un magnetoscopio portátil Sony GV-50S al que se incorporó un detector SB-25 de UltraSound Advice (Fig. 3.3). Las grabaciones se hicieron a la entrada del refugio y durante una hora y media desde la puesta del sol para captar la emergencia crepuscular. Los recuentos se realizaron posteriormente en laboratorio, viendo las cintas a cámara lenta y distinguiendo las distintas especies mediante el análisis de ultrasonidos por ordenador.

Además, tanto para los individuos presentes en los refugios sobre los que se ha realizado seguimiento estacional, como en los capturados durante los muestreos de distribución, hemos tomado datos individuales sobre sexo, estado reproductor, edad, peso y biometría. Salvo en muy contadas excepciones (características especiales, biometría atípica, identificación dudosa...) los animales capturados han sido inmediatamente puestos en libertad tras la toma de datos.

Todas las actuaciones de captura, manejo y marcaje de murciélagos las hemos desarrollado con el conocimiento y autorización expresa de la Dirección de Montes de la Diputación Foral de Bizkaia.

Por otro lado, realizamos un seguimiento radiotelemétrico a 9 murciélagos mediterráneos de herradura capturados en la cueva San Pedro de Busturia. Posteriormente a la captura se les colocó un emisor de radio de 0,5 g, el cual no superó el 10% del peso del animal siguiendo las recomendaciones de Aldridge y Brigham (1988). La localización de los animales marcados se realizó mediante la detección de la señal emitida por los emisores a través de receptores de ondas de radio. La diferente frecuencia de onda a la que emitió cada emisor permitió individualizar los animales. La dirección de la señal de radio se determinó mediante dos receptores equipados con antenas direccionables tipo Yagi que "triangularon" la posición exacta del emisor (White & Garrot 1990). El seguimiento radiotelemétrico se realizó durante la segunda mitad de Mayo de 2000. Realizamos seguimientos continuados desde el atardecer al amanecer tomando localizaciones con una frecuencia máxima de un cuarto de hora. Además, las variaciones en la intensidad de la señal permiten también determinar si el animal está activo o en reposo (Kenward 1987). En total, recogimos 133 localizaciones espaciales (aprox. 15 por individuo) durante 23 noches (promedio=2,6 noches por ind.). Para asignar el tipo de hábitat a cada localización se superpusieron éstas a un mapa de hábitats todo ello con ayuda de un Sistema de Información Geográfica (GIS). Asimismo, calculamos las áreas de campeo de los individuos marcados y la disponibilidad de los hábitats en ellos mediante un GIS. La selección del hábitat se determinó relacionando los hábitats usados frente a su dis-

Figura 3.3. Equipo de videograbación en infrarrojos y con detector de ultrasonidos a la entrada de una cueva.



ponibilidad en el área de campeo mediante el test de la Chi cuadrado y aplicando test de Bonferroni (Manly et al. 1993).

3.4. Resultados

3.4.1. Inventario

Hemos obtenido datos sobre 10 especies en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai: *Rhinolophus euryale*, *R. ferrumequinum*, *R. hipposideros*, *Myotis emarginatus*, *Eptesicus serotinus*, *Pipistrellus pipistrellus*, *P. kuhlii*, *Plecotus auritus*, *P. austriacus* y *Miniopterus schreibersii*. A estas hay que sumar *Myotis myotis*, capturada mediante redes quiropterológicas en Ogoño por Galán (1997). Además, constatamos la presencia de al menos otras tres especies en los valles adyacentes, siendo posible su presencia también en la RBU: *Nyctalus leisleri*, *Myotis nattereri* y *M. daubentonii*.

3.4.1.1. Murciélago mediterráneo de herradura. *Rhinolophus euryale*.

Hemos localizado dos refugios de esta especie: el primero de ellos, el caserío Mestretxu Etzebarri del barrio Basondoa en Kortezubi, es un refugio ocasional donde hemos observado algún individuo aislado tanto en primavera como en verano; el segundo, la cueva de San Pedro de Busturia, alberga una colonia de primavera que comienza su agregación en febrero, alcanzando un máximo de 40-45 ejemplares a finales de mayo. Estos desaparecen bruscamente del lugar a primeros de junio, partiendo hacia el refugio de cría. Según los datos obtenidos por anillamientos y recaptura, el refugio de cría al que se desplazan se localiza fuera de la RBU, en el municipio de Aulestia, donde se congregan más de un centenar de individuos. En cualquier caso, conviene destacar que la colonia de San Pedro de Busturia es una de las cinco únicas colonias conocidas en la actualidad en la CAPV, y por tanto de protección prioritaria.

3.4.1.2. Murciélago grande de herradura. *Rhinolophus ferrumequinum*.

De izquierda a derecha, *R. euryale* en una percha, y cría de *R. ferrumequinum* en refugio.



Hemos realizado 22 observaciones en 9 localidades, de las cuales 5 son cuevas (50% de las prospectadas) y 4 edificaciones (16%). Por otra parte, hemos obtenido datos de invierno en 4 localidades, en 3 hemos constatado la cría, y el resto se refieren a observaciones ocasionales, o estivales no reproductoras. La especie ha sido detectada en:

- Caserío de Mestretxu Etzebarri: se ha observado en distintos años una colonia de cría de unos 15 individuos.

- Ondaroko koba: se ha localizado una colonia estival de unos 15 machos en el verano de 1999; los restos observados en la cueva no sugieren una actividad demasiado intensa en la misma.

- Caserío de Argatxa: en verano de 1999 se observaron 4 hembras parideras.

- Mestretxu Etzebarriko koba: en verano de 1999 observamos una hembra con su cría, probablemente perteneciente a la colonia del caserío de este nombre, que dista unos 200 m del lugar.

En el resto de localidades sólo se han observado individuos aislados de forma ocasional: Cueva de San Pedro de Busturia, Argatxako koba, Real Mansión de Asua en Ibarrangelu, Castillo de Arteaga. Hay que indicar además que los restos de guano observados en la cúpula de la iglesia de Ajangiz indican la existencia de una colonia de varias decenas de murciélagos, probablemente de esta especie, que desaparecieron tras el cierre del acceso a la misma mediante tablas.

Las referencias históricas de la especie recogen 7 observaciones en 5 cuevas:

- El 14/4/1959 se observa una hembra en Atxagako koba, en Foru, desaparecida por labo-

reo de cantera (Balcells 1961).

- El 25/1/1959 se observan dos machos, cuatro hembras y un ejemplar de sexo indeterminado en Ondaroko koba, en Nabarniz (Balcells 1961).

- En la misma fecha se observan 3 machos y una hembra en Saspilexeta (Balcells 1961), en Gabika; actualmente la boca es impracticable debido a la vegetación.

- El 19/3/1966 se observó una hembra en Elesuko koba, en Ereño (Balcells 1968). En la actualidad no hay signos de presencia de murciélagos en esta cavidad.

- En la cueva de Santimamiñe se realizaron diversas observaciones: el 18/1/1959 se capturó un macho (Balcells 1961); el 15/10/1960 se observaron 5 hembras y un macho (Balcells 1961); el 7/3/1966 se capturó una hembra (Balcells 1968). En la actualidad la entrada se encuentra cerrada para proteger el patrimonio arqueológico, y el tipo de cierre utilizado -verja vertical- imposibilita el acceso a los murciélagos, a excepción de *R. hipposideros*.

3.4.1.3. Murciélago pequeño de herradura. *Rhinolophus hipposideros*.

Lo hemos observado en 11 ocasiones y en un total de 7 localidades, de las cuales 2 son cuevas, y 5 edificaciones. Todas han sido observaciones estivales, y en tres localidades se han localizado colonias de cría, si bien una de ellas, de varias decenas de individuos y situada en el piso superior de la Real Mansión de Asua en Ibarangelu, ha desaparecido entre 1994 y 1999, probablemente debido a un incendio acaecido en el lugar. Las otras dos colonias de cría observadas en 1999 son:

- Iglesia de Arteaga: colonia de cría de unas 14 hembras localizada en el desván; hay que destacar que la colonia se mantiene tras las obras realizadas en la misma en 1998, donde no se utilizaron insecticidas organoclorados (según información facilitada por el párroco).

- Ermita de Sanllabante: colonia de cría de unas 20 hembras localizadas en el desvan y el campanario.

Además, se han obtenido datos de individuos aislados en la cueva de Ondaro, cueva de San Pedro de Busturia, iglesia de Nabarniz y castillo de Arteaga.

La única referencia histórica existente refiere la captura de un macho en Gerrandijoko koba, en Ibaragelu, por Nolte en 11/11/1962 (Balcells, 1968).

3.4.1.4. Murciélago ratonero grande. *Myotis myotis*.

No hemos obtenido ningún dato de esta especie en la RBU, si bien ha sido citada por Galán (1997), quien da cuenta de su captura mediante redes en Ogoño. Contradiendo la opinión de este autor, el amplio estudio realizado desde 1994 en la CAPV por los autores de esta memoria refleja que esta especie es rara en la vertiente atlántica de Euskal Herria (Aihartza, 2001), por lo cual es poco probable su presencia continuada en la RBU.

3.4.1.5. Murciélago de oreja partida. *Myotis emarginatus*.

El murciélago de oreja partida ha sido identificado en tres localidades en la RBU, incluyendo dos cuevas y un edificio. Las observaciones en cuevas se han realizado en San Pedro de Busturia y la cueva de Mestretxu Etzebarri, y se refieren en todo caso a agrupaciones primaverales de hembras previas a la cría. La tercera localidad es el caserío del mismo nombre, en Basondoa, donde se instala una colonia de cría con un máximo observado de unas 80 hembras a mediados de junio de 1999. El anillamiento y posterior recaptura ha permitido concluir que estas tres localidades están íntimamente relacionadas, constatándose diversos desplazamientos entre ellas. Así, las hembras comienzan a agruparse en la cueva de San Pedro de

Busturia, alcanzando un máximo de agregación -hasta 44 hembras- a finales de mayo, para desaparecer a continuación. Hemos observado que algunas de estas hembras se desplazan durante mayo a la cueva de Mestretxu, donde se reúnen con otras, antes de ocupar el case-río del mismo nombre para la cría.

3.4.1.6. Murciélago hortelano. *Eptesicus serotinus*.

Lo hemos identificado mediante detectores en el cabo de Matxitxako, en las inmediaciones del faro. Son probablemente animales provenientes de una colonia existente en San Juan de Gaztelugatxe. Ha sido así mismo escuchado cerca de los límites de la RBU, cazando sobre las farolas en Libao-Arrieta. No hay colonias conocidas dentro de los límites de la RBU.

3.4.1.7. Murciélago común. *Pipistrellus pipistrellus*.

Es la especie más ubicuista de la CAPV, donde aparece desde el nivel del mar hasta las cumbres de la divisoria de aguas y el valle del Ebro (Aihartz, 2001). Es también la especie más frecuente en la RBU, y ha sido registrado mediante detectores de ultrasonidos en la práctica totalidad del territorio y en todo tipo de hábitats, incluidos los entornos más humanizados. Todas las observaciones en refugios se han obtenido en edificaciones, refiriéndose en todo caso a individuos aislados: 2 machos capturados en verano con redes en la ermita de San Lorenzo, en Zabala; un macho y una hembra capturados en septiembre en la iglesia de Arratzu; dos machos hibernando en el castillo de Arteaga; y dos individuos activos durante el día, identificados mediante detectores de ultrasonidos encima de la bóveda de la iglesia de Andra Mari de Axpe en periodo estival.

3.4.1.8. Murciélago de borde claro. *P. kuhlii*.

Aunque sólo lo hemos capturado en dos refugios, las identificaciones mediante detector de ultrasonidos indican que la especie puede estar presente en gran parte del territorio de la RBU, con preferencia por fondos de valle y zonas abiertas bien iluminadas, en concordancia con observaciones realizadas en el resto de Bizkaia y vertiente atlántica de Euskal Herria (Aihartza 2001). Las observaciones obtenidas en refugios se refieren a un macho capturado hibernando en una fisura del castillo de Arteaga, y otro macho capturado con redes saliendo de la ermita de San Lorenzo de Zabala, en Arratzua, en junio de 1999.

3.4.1.9. Orejudo septentrional. *Plecotus auritus*.

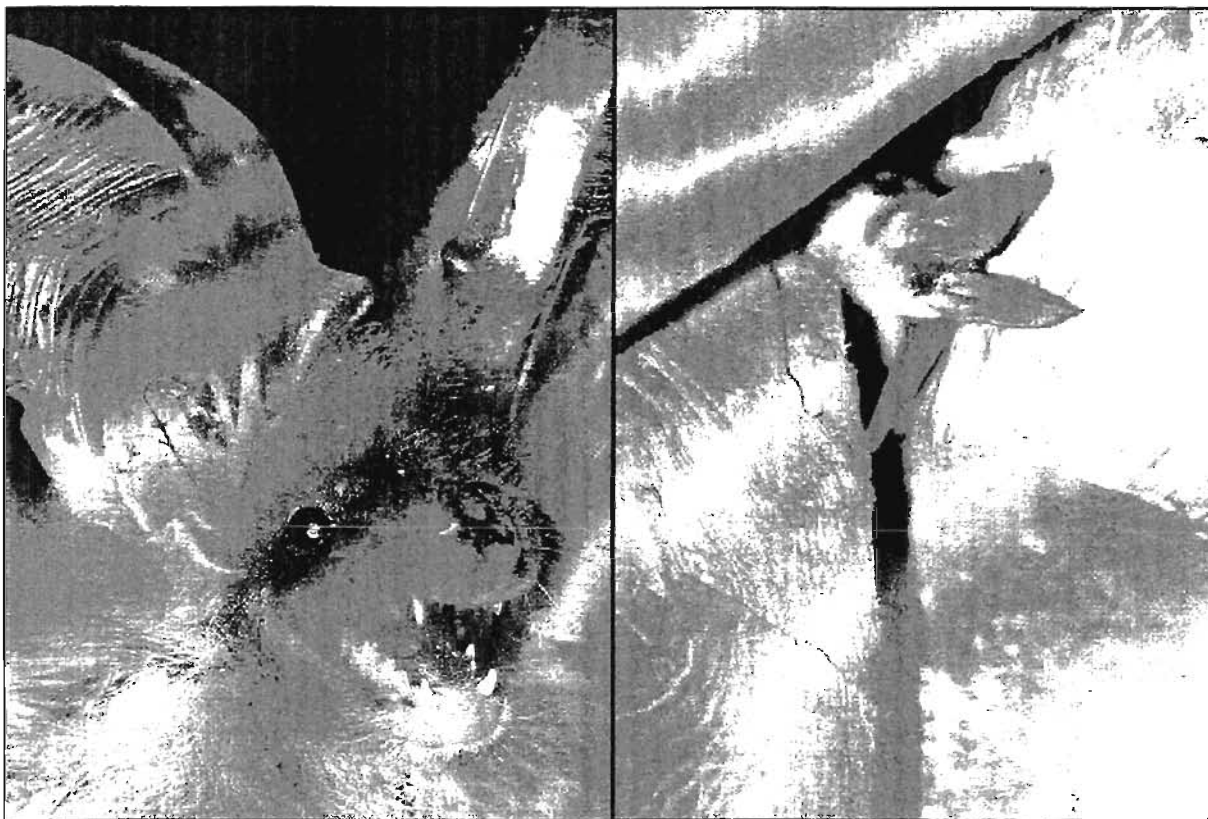
Hemos obtenido tres observaciones del orejudo septentrional en dos localidades de la RBU: un macho fue localizado en otoño de 1994 en la Real Mansión de Asua, en Ibarangelu, antes de que el edificio fuera dañado; posteriores visitas no han dado resultado positivo. En mayo de 1995 y junio de 1999 encontramos una hembra nulípara en la cueva de Mestretxu Etzebarri en Basondo. Dada la dificultad de localización de esta especie debido a su carácter fisurícola, y la información sobre su presencia en otros enclaves vecinos a la RBU (Aihartza et al. 1997), su presencia en la misma debe considerarse como permanente, aunque probablemente localizada sobre todo en la proximidad de las áreas forestales mejor conservadas y poco abundante.

3.4.1.10. Orejudo meridional. *P. austriacus*.

Hemos obtenido dos datos del orejudo meridional, ambos en refugios: localizamos una hembra hibernante en una fisura del castillo de Arteaga en diciembre, y otra hembra adulta pero sin síntomas de gestación en junio de 1999 en la iglesia de Arratzua. Debe también ser considerada como de presencia permanente en la RBU, aunque probablemente poco abundante.

3.4.1.11. Murciélago de cueva. *Miniopterus schreibersii*.

De izquierda a derecha, detalle del rostro de *P. auritus*, y *P. austriacus* en refugio.



El murciélago de cueva es una de las especies más gregarias de la fauna europea, y de marcado carácter migratorio. Las únicas observaciones de la especie en la RBU se han obtenido en la cueva de San Pedro de Busturia, donde existe una colonia de agregación primaveral, que alcanza el máximo durante mayo, con cerca de 400 efectivos en 1999. No tenemos constancia de que ocupen esta cueva en otoño e invierno. A finales de mayo y primeros de junio la colonia desaparece para migrar al refugio de cría. Datos obtenidos mediante anillamientos y recapturas nos indican que al menos parte de los individuos de esta colonia crían en Guadalajara, al igual que individuos capturados en otras colonias de Bizkaia y Gipuzkoa (Aihartza 2001), lo que implica un desplazamiento en línea recta de unos 250 km. Por el momento no tenemos datos sobre los movimientos de las colonias de cría existentes en Euskal Herria.

3.4.1.12. Otras especies de presencia probable.

Además de las especies citadas, se han observado en los valles colindantes las siguientes especies, cuya presencia al menos esporádica es probable en la RBU:

Murciélago de patagio aserrado, *Myotis nattereri*: se han capturado individuos aislados tanto en Ispaster como en Aulestia. *Myotis nattereri* presenta distribución amplia pero discontinua en Euskal Herria, con frecuencia de aparición relativamente baja (Masson 1984, Masson & Sagot 1985, 1987, Alcalde 1995, Aihartza 2001), de acuerdo con el patrón general descrito en el continente europeo (Bogdanowicz 1999b). En nuestro entorno parece preferir zonas que muestran un buen nivel de conservación, y en consecuencia no sería descartable su presencia especialmente en la mitad oriental de la RBU.

Murciélago ribereño, *Myotis daubentonii*: se ha capturado algún ejemplar en la cuenca del Lea, y no es descartable su presencia en la RBU, ya que la especie es de distribución amplia

en nuestro entorno geográfico (Alcalde 1995, González-Alvarez & Rodríguez-Muñoz 1995), y a pesar de su querencia por medios fluviales o lacustres (ver p.e. Brosset & Caubere 1959, Kowalski & Ruprecht 1981, Swift & Racey 1983), no parece presentar exigencias muy estrictas en cuanto a las condiciones ambientales tolerando bien altos niveles de eutrofización (Taake 1992, Beck 1995, Kokurewicz 1995, Arlettaz et al. 1997). Sin embargo, por razones que no resultan claras es poco frecuente en la vertiente atlántica de la CAPV (Aihartza 2001).

Nóctulo menor, *Nyctalus leisleri*: muestreos con detectores de ultrasonidos han permitido su identificación cazando sobre Libao-Arrieta, al oeste de la RBU, así como en las inmediaciones de Lekeitio. A pesar de que esta especie es muy frecuente en la mayor parte de Euskal Herria, parece ser más rara en amplias zonas de la vertiente atlántica, y en especial en aquellas donde la humanización y la extensión de las plantaciones de coníferas es mayor. En cualquier caso, no es descartable su presencia en la RBU, aún de forma poco frecuente u ocasional.

3.4.2. Caracterización de los refugios más importantes

La importancia de los distintos refugios ha sido establecida dependiendo del número de especies que albergan, estatus de conservación de las mismas, tamaños de las colonias, y el tipo de uso para cada especie considerando por orden de importancia primero los refugios de reproducción, seguidos de los de hibernación, los de uso estacional, y los ocasionales. En la siguiente lista sólo hemos incluido los refugios reseñables, ordenados de mayor a menor importancia:

3.4.2.1. Cueva de San Pedro de Busturia

Se trata de una cueva-surgencia de varios centenares de metros de desarrollo, ubicada en el barrio de Axpe de Busturia en la parte trasera del ayuntamiento. La galería se abre a lo largo de una diaclasa sobre cuya base corre un río. Las colonias se agrupan en una serie de chimeneas situadas a unos 50 m de la entrada, en una zona de oscuridad absoluta. Es una cueva ampliamente conocida que recibe abundantes visitas de espeleoturistas sin ningún tipo de control.

Alberga las siguientes especies:

- *R. euryale* -catalogada "en peligro" en la CAPV, en adelante "E"-: colonia de primavera con un máximo registrado de 44 individuos.

- *Miniopterus schreibersii* -catalogada "vulnerable", en adelante "V"-: colonia de primavera con máximo registrado de 402 ind.

- *Myotis emarginatus* -"V"-: colonia de primavera con máximo registrado de 42 ind.

- *R. ferrumequinum* -"V"-: individuos aislados en invierno y primavera.

- *R. hipposideros* -"V"-: presencia ocasional.

3.4.2.2. Caserío Mestrexu Etzebarri

Caserío situado en el barrio de Basondo, en Kortezubi. Ha estado inhabitado durante bastantes años, siendo utilizado exclusivamente como pajar y para guardar algunos aperos. Los murciélagos ocupaban tanto las habitaciones del segundo piso como parte del desván y del pajar. Los grandes acúmulos de guano en algunas habitaciones dan cuenta de un uso prolongado del refugio. Sin embargo, ha sido vendido recientemente y los nuevos propietarios han iniciado algunas obras de remodelación, lo cual probablemente conllevará la desaparición de las colonias registradas durante los últimos años. Las especies observadas en este

refugio son:

- *M. emarginatus* -"V"-: colonia de cría con un máximo registrado de unas 80 hembras.
- *R. ferrumequinum* -"V"-: colonia de cría de unos 15 ind.
- *R. euryale* -"E"-: presencia ocasional

3.4.2.3. Ermita de Sanllabante.

Ermita de Errigoiti situada en el camino a Metxika. Alberga una colonia de cría de unos 20 *R. hipposideros* -"V"-, instalados en el espacio entre el tejado y la bóveda, y la torre del campanario. Ambos son espacios de difícil acceso y poco frecuentados.

3.4.2.4. Iglesia de Arteaga.

La iglesia de Arteaga alberga una colonia de cría de unos 14 *R. hipposideros* -"V"-, que ocupan el espacio sobre la bóveda. Según el párroco, el tejado de la misma fue restaurado el año anterior, pero no fue necesario el uso de insecticidas para la conservación de la madera.

3.4.2.5. Mestretxu Etzebarriko Koba.

Cueva situada a unos 200 m al sur del caserío del mismo nombre. Se trata de un amplio abrigo situado en el fondo de una dolina, unido por una galería ascendente a una segunda entrada. La vegetación que cubre las inmediaciones de ambas entradas sugiere un uso muy reducido -prácticamente nulo- por visitantes o espeleoturistas. Se han observado las siguientes especies:

- *M. emarginatus* -"V"-: colonia estacional de primavera con máximo observado de 16 ind.
- *R. ferrumequinum* -"V"-: presencia ocasional, aunque en algún caso se haya tratado de hembra criando.
- *P. auritus* -"V"-: presencia ocasional con observaciones en verano (2 ind.) y primavera (1 ind.).

3.4.2.6. Ondaroko Koba.

Cueva situada en la ladera SW del monte Aozar, en Nabarniz, y con un desarrollo de varios centenares de metros en amplia galería en rampa descendente. No es una cueva muy visitada en la actualidad. Hemos registrado dos especies:

- *R. ferrumequinum* -"V"-: colonia estival de machos con un máximo observado de 15 ind., y refugio de hibernación de individuos aislados (máximo registrado de 7 adultos, en Balcells 1961).
- *R. hipposideros* -"V"-: presencia ocasional.

3.4.2.7. Otros refugios de interés.

- Santimamiñeko Koba: Amplio sistema de cuevas, actualmente cerrado mediante enrejado vertical para la protección del patrimonio histórico, y con régimen regulado de visitas. En este trabajo constatamos la presencia ocasional de *R. hipposideros* -"V"- en la misma, única especie capaz de franquear el enrejado vertical. Sin embargo, hay numerosas referencias bibliográficas sobre la presencia de *R. ferrumequinum* en esta cueva antes de su cerramiento -ver apartado sobre esta especie en el inventario-.

- Castillo de Arteaga: construcción deshabitada en la que hemos observado hasta 5 especies de murciélagos, si bien su presencia es en todo caso ocasional y de individuos aislados,

sin que haya signos de la presencia de colonias. Hemos constatado la presencia de *R. ferrumequinum* -"V"- hibernando en el sótano, *R. hipposideros* -"V"- en torpor en una torre, así como individuos de *P. austriacus* -catalogada "de interés especial", en adelante "IE"-, *P. pipistrellus* -catalogada como "no amenazada", en adelante "NA"-, y *P. kuhlii* -"NA"-, hibernando en fisuras de puertas y ventanas.

- Real Mansión de Asua: construcción deshabitada y en estado semiruinoso en Ibarangelu. Hemos constatado la presencia de 3 especies en la misma: *P. auritus* -"V"- y *R. ferrumequinum* -"V"- como habitantes ocasionales, y una colonia de cría de varias decenas de *R. hipposideros* -"V"- observada en 1994. Esta colonia ha desaparecido en la actualidad, bien debido a molestias -el edificio estuvo ocupado durante cierto tiempo-, bien como consecuencia de un incendio que afectó a la parte alta donde se instalaba la colonia, o por ambos factores. Hoy en día sólo constatamos la presencia de individuos aislados de *R. ferrumequinum* en la parte baja del edificio, donde las ventanas y puertas exteriores han sido tapiadas.

- Iglesia de Ajangiz: aunque en la actualidad no alberga colonias de murciélagos, hay abundantes muestras de guano viejo en las cámaras cerradas que rodean el espacio entre el tejado y la bóveda principal. Estos restos sugieren la existencia previa de alguna colonia importante, muy probablemente de *R. ferrumequinum*, que desaparecería tras el cerramiento con tablas de la única entrada a dicho espacio.

3.4.3. Uso del espacio de las especies de mayor interés

Murciélago mediterráneo de herradura. *Rhinolophus euryale*

Obtuvimos 133 radiolocalizaciones de 9 animales marcados con transmisores durante 23 noches de seguimiento (media de 14,8 localizaciones por murciélago). Los animales marcados regresaron al mismo refugio cada día, y no se "perdió" ninguno antes de que expiraran las baterías de los transmisores. Al contrario, fueron 5 los animales a los que se desprendió el transmisor entre el 4º y 11º día posteriores al marcage, y por tanto antes de que se les agotaran las baterías.

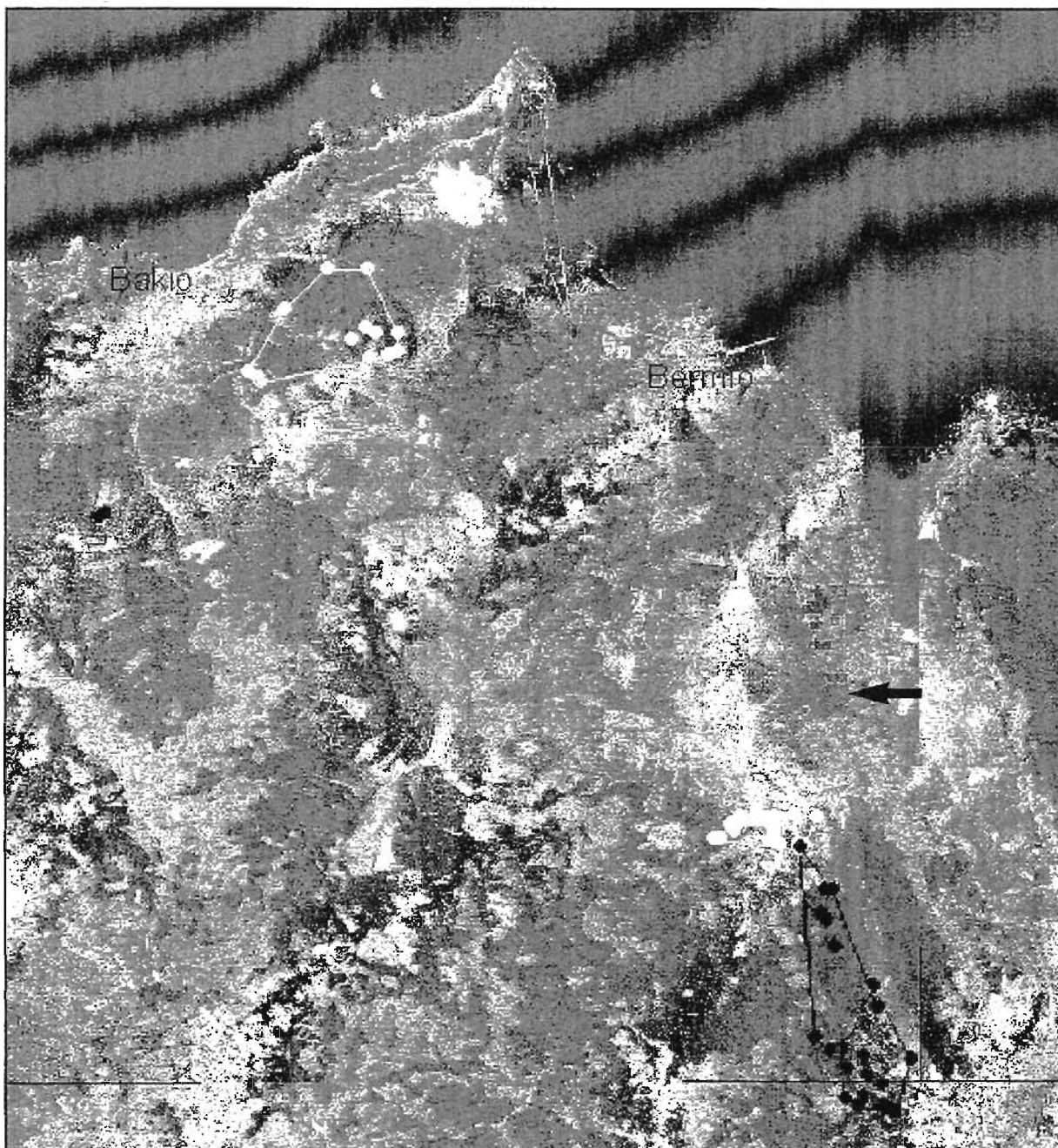
Todas las noches cada murciélago se dirigió a un área de alimentación individual (Fig. 3.4). El promedio de la distancia de las zonas de alimentación a la cueva fue 5,6 km (Desv. Est.= 2,9 km) aunque algunos animales se localizaron incluso a 10 km del refugio. El tiempo de desplazamiento desde el refugio hasta las zonas de caza más distantes fue de unos 15 minutos. El promedio de la superficie de las zonas de alimentación fue de 88,7 Ha. (D.E=75,6 Ha.), y mostraron gran variabilidad en su forma (Fig. 3.4). La única superposición de territorios observada no excedió el 10% de las superficies individuales de caza afectadas.

El paisaje dominante dentro de un radio de 9,9 km disponible estuvo formado principalmente por prados y pinares, mientras que los bosques de caducifolios y los encinares fueron escasos (Tabla 3.2). El hábitat utilizado no dependió de la disponibilidad ($X^2 = 276,16$; $p < 0,001$; $df = 4$). Los murciélagos seleccionaron positivamente los bosques de caducifolios y eucaliptares, y los prados y pinares negativamente.

Tabla 3.2. Resultados del análisis de la selección del hábitat por parte de *R. euryale*.

Tipo de hábitat	Disponibilidad (%)	No. de localizaciones	Índice de Jacobs
Prados	41	2	- 0,96
Pinares	39	30	- 0,38
Encinar	2	6	sin selección + ó -
Eucaliptares	13	61	+ 0,70
Bosques de Caducifolios	6	34	+ 0,71
Total	15481 (Ha)	133	

Figura 3.4. Polígonos de las áreas de alimentación y localizaciones de los murciélagos radiomarcados. Los colores indican los diferentes individuos y la flecha señala la situación del refugio diurno.



Tanto los contactos visuales como los radioseguimientos realizados a corta distancia mostraron que *R. euryale* vuela tanto a lo largo de los bordes de bosques, como en el interior de los mismos, moviéndose desde prácticamente el nivel del suelo hasta las zonas más altas del dosel arbóreo, incluso en entornos muy cerrados. El vuelo observado durante el campo era un revoloteo parecido al de las mariposas, muy maniobrable, cazando muy cerca o entre las ramas y hojas. En dos ocasiones observamos animales descansando durante la noche dependiendo de las ramas de los árboles.

3.4 Discusión

En Euskal Herria la mayor riqueza de especies se localiza en las zonas de montaña y alrededores, zonas éstas con amplia diversidad bioclimática y de hábitats, que mantienen los

bosques caducifolios y tramos fluviales mejor conservados del entorno, y con abundante disponibilidad de refugios, dada su formación kárstica en la mayoría de los casos. Por otra parte, la mayoría de los fondos de valle de la vertiente atlántica se muestran como las zonas más pobres en murciélagos, coincidiendo en su escasa diversidad con las grandes extensiones agrícolas de la Llanada alavesa (Aihartza, 2001).

En principio, las zonas bajas de la vertiente atlántica podrían albergar en su origen a la mayoría de las especies presentes en Euskal Herria, exceptuando quizá las más estrictamente meridionales, como *M. blythii* o *H. savii*, o en su caso las más septentrionales como *M. mystacinus*. En consecuencia, la escasa diversidad se relaciona con la pérdida de diversidad bioclimática y de hábitats, pero sobre todo con la fuerte humanización y degradación del medio natural que han sufrido estas zonas.

En este contexto, la RBU constituye una excepción junto con las vecinas cuencas de Lea y Artibai, ya que tiene riquezas específicas superiores a los de su entorno. Las claves de este hecho vienen relacionadas con distintos aspectos ambientales. En principio hay que destacar en cuanto a disponibilidad de refugios la existencia de macizos kársticos en el área de estudio, que si bien no alcanzan un desarrollo espeleológico importante, aportan una serie de cavidades de cierta entidad capaces de albergar especies litófilas subterráneas relativamente exigentes como *R. euryale* y *M. schreibersii* (Brosset & Caubere 1959, Dulic 1963, Saint-Girons 1973). Los macizos rocosos ofrecen además múltiples opciones para las especies fisurícolas. Pero al margen de éstas y otras características -bioclimáticas, etc.- que ofrecen una buena potencialidad a la RBU, los principales factores que condicionan en la actualidad la fauna de quirópteros existente vienen marcados por los niveles de alteración del hábitat. Así, las marismas y cuencas de inundación, constituyen junto con las zonas de vegetación riparia medios de gran producción de insectos, recurso trófico explotado de forma extensiva por diversas especies de murciélagos (Stebbing 1988, Rydell et al. 1994). Por otra parte, y a pesar de la generalización de las plantaciones forestales, hay enclaves en la RBU que aún conservan parte de los bosques caducifolios originarios, encinares, e incluso zonas de campiña destinadas a la agricultura y ganadería tradicionales, que constituyen pequeños oasis para ciertas especies de murciélagos, sobre todo en la mitad oriental del territorio.

Sin embargo, y evitando el espejismo que produce la comparación con zonas más degradadas de Bizkaia y Gipuzkoa, la situación de los quirópteros en la RBU dista mucho de ser buena. Al margen del número de especies detectadas, hay que destacar que la mayor parte de ellas se han encontrado en muy pocas ocasiones, y en números muy reducidos: Así, hay un único dato de un único ejemplar capturado de *M. myotis* (Galán 1997); *P. austriacus* y *P. auritus* han sido identificados en dos localidades por especie, y no hemos localizado ninguna colonia; igualmente, las colonias de cría de *R. ferrumequinum* que hemos encontrado son muy pequeñas en el contexto de la CAPV (Aihartza 2001); además, la colonia de *R. euryale* existente en la cueva de San Pedro de Busturia es la menor de las pocas colonias conocidas de la especie en la CAPV, y la única que desaparece tras la agregación primaveral, desplazándose a un lugar desconocido para establecer la colonia de cría (datos propios, inéditos). En este sentido es importante subrayar el carácter subóptimo del hábitat utilizado por esta colonia en Busturia, tal y como se infiere del amplísimo radio de campeo utilizado, y por la gran frecuencia con la que se ven obligados a utilizar un hábitat como las plantaciones de pinos, a pesar de su selección negativa.

Estas circunstancias nos llevan a considerar la comunidad de quirópteros de la RBU como comparativamente rica en su entorno, pero en condiciones subóptimas, afectada negativamente, y probablemente en regresión.

Los factores de regresión más importantes detectados son comunes a los observados para los murciélagos tanto en el conjunto de Euskal Herria como en el continente, y se refieren

sobre todo a los refugios y hábitat de campeo. La pérdida de refugios, y las molestias en los mismos en épocas críticas como las de hibernación o cría, son amenazas prioritarias para las especies propias de entornos subterráneos, y las que utilizan edificaciones (Paz et al., 1990; González-Alvarez 1991). Entre las primeras tenemos que destacar a *R. euryale*, *R. ferrumequinum*, *R. hipposideros*, *M. emarginatus*, *M. myotis* y *M. schreibersii*, que sufren particularmente en las cuevas y minas de zonas bajas, más vulnerables a la afluencia masiva de espeleoturistas, la cual ha causado y el abandono de refugios y desaparición de colonias. En este sentido, la situación de la cueva de San Pedro de Busturia es paradigmática, y requiere medidas urgentes de gestión.

Así mismo, los cierres mediante enrejado vertical con objeto de la protección del patrimonio arqueológico y paleontológico son inadecuados para murciélagos, imposibilitando el acceso de los mismos a sus refugios. Este factor ha ocasionado la pérdida de varias colonias en diversos lugares de Bizkaia y Gipuzkoa, y alcanza relevancia en la RBU en la cueva de Santimamiñe, la mayor cavidad natural conocida en la zona y que ha quedado inutilizada para la mayoría de las especies de murciélagos.

En los refugios de origen antropógeno, destacan en edificios los tratamientos insecticidas de protección de la madera a base de organoclorados, que causan muertes masivas en las colonias (Stebbing 1988, Schober & Grimmberger 1989, Paz et al. 1990, González-Alvarez 1991, Hutson 1993, etc.). La importancia de esta amenaza se acrecienta porque estos tratamientos se realizan preferentemente en verano, coincidiendo con el establecimiento de las colonias de cría de los murciélagos, y afectando por tanto a la población reproductora. En la CAPV hemos observado muertes por este factor en *R. euryale*, *R. ferrumequinum*, *M. emarginatus*, *E. serotinus*, *P. auritus* y *P. austriacus*, y es probable que afecte también a otras especies. Para *R. ferrumequinum*, *M. emarginatus*, *P. auritus* y *P. austriacus* este problema se presenta como probablemente el más importante para la conservación a corto plazo de las poblaciones en nuestro entorno (Aihartza 2001). Así, conviene destacar que la colonia de cría de *R. hipposideros* localizada en la iglesia de Arteaga se mantiene en el lugar tras la reforma del tejado, gracias a que no se han utilizado organoclorados en el mismo.

La mala prensa general y consiguiente animadversión contra los murciélagos afecta también de forma muy negativa a las especies más antropófilas, ya que la localización de las colonias en edificios conlleva generalmente el rechazo y consiguiente desalojo por parte de los propietarios. Así mismo, las nuevas técnicas de construcción pueden suponer una disminución de la accesibilidad de murciélagos a edificaciones, disminuyendo la disponibilidad de refugios, y en algún caso la muerte de colonias que han quedado atrapadas sin posibilidad de salida.

Por último, y aunque en este trabajo no se ha muestreado en árboles, la bibliografía existente y los patrones de distribución observados indican que la pérdida de bosques maduros y árboles añosos con suficientes fisuras y agujeros conlleva también una pérdida de refugios importante para especies fitófilas y forestales como *M. nattereri*, *P. auritus* y *P. austriacus*, entre otras.

Los problemas más importantes detectados en la RBU relacionados con el hábitat son la escasez de bosques caducifolios, de carácter residual en el área, la inexistencia de bosques maduros y bien estructurados, la dominancia de las plantaciones forestales en monocultivo y consiguiente pérdida de diversidad estructural y de paisaje, y particularmente los tratamientos con insecticidas forestales inespecíficos como el dimilín, que afectan a varias especies de murciélagos al limitar la disponibilidad de presas (Stebbing 1988, Guillén et al. 1991, González-Alvarez 1991). La escasez de bosques caducifolios afecta entre otras especies a *R. euryale*, *P. auritus*, *M. myotis*, y *M. nattereri*, y estacionalmente también a *R. ferrumequinum*, quien explota los coleópteros y grandes lepidópteros de los bosques de frondosas durante la

primavera, en un periodo crítico previo a la reproducción (Ransome 1991, 1999, Hutson 1993, 2000).

La disminución de la diversidad estructural y de hábitat derivada del monocultivo -en este caso de especies forestales-, con pérdida de entornos en mosaico que incluyen campos, setos, bosques, riberas, etc., implica una reducción de la disponibilidad de insectos y restringe su distribución estacional (Stebbins 1989, Jong 1994, Walsh & Harris 1996a, 1996b). Esta tendencia se agrava con el uso de pesticidas no específicos en las plantaciones de pino, los cuales reducirán aún más la disponibilidad de presas. En este sentido, consideramos que la selección positiva por *R. euryale* de las plantaciones de *Eucalyptus*, y la selección negativa de las de *Pinus radiata* puede ser consecuencia del uso de dichos pesticidas en las segundas, provocando una menor disponibilidad de alimento

Los factores citados conllevan una pérdida de calidad del hábitat, cuyas consecuencias negativas hemos observado especialmente en *R. euryale*, pero que indudablemente son aplicables a otras especies como *R. ferrumequinum*, cuyas abundancias en colonias de cría por ejemplo han resultado muy bajas, *R. hipposideros*, que caza especialmente sobre setos de caducifolios (Schofield 1996, 1999), así como a otras especies ligadas a medios forestales bien conservados .

El aspecto positivo en cuanto a la calidad del hábitat para los quirópteros en la RBU se encuadra fundamentalmente en la conservación de las marismas, cuencas de inundación y vegetación riparia, entornos donde la producción de insectos es muy elevada. Esto supone un recurso importante para distintas especies de murciélagos, y en particular para aquellas especializadas para cazar en espacios abiertos. Este es el caso de *M. schreibersii*, murciélago de vuelo rápido y ágil especializado en explotar el aeroplacton fluvial, para el que las marismas y valles fluviales de la RBU y el entorno próximo constituyen un hábitat de caza apropiado. En este sentido conviene destacar que la colonia de la cueva de San Pedro de Busturia, junto con una segunda agregación en la cuenca del Lea con la que hay múltiples movimientos de individuos, son unas de las mayores agregaciones primaverales de la CAPV. La existencia de estas colonias implica que las cuevas en las que se guarecen mantienen buenas condiciones de refugio, y al mismo tiempo subraya la calidad del hábitat circundante para esta especie.



4. EVALUACIÓN DE LOS MÉTODOS DISUASORIOS PARA LA FAUNA SILVESTRE EN LOS CULTIVOS

4.1 Introducción

En las últimas décadas el jabalí ha incrementado notablemente su población en Bizkaia (Álvarez et al. 1998). Al mismo tiempo se ha dado un aumento en el número de denuncias de agricultores ante los daños que esta especie causaba en sus cultivos.

Los jabalies son animales omnívoros y oportunistas (Blanco 1998) y su comportamiento de alimentación en los cultivos varía en función de los aprovechamientos agrícolas. De esta forma, los jabalies buscan lombrices, otros invertebrados y raíces en los prados de siega, en los que levantan la tierra para acceder a sus presas. En el caso de plantaciones hortícolas y similares, buscan directamente las plantas cultivadas, siendo el maíz su planta más apetecible.

Tal resulta el daño que este mamífero efectúa en los cultivos que los agricultores desarrollan métodos específicos para mantenerlos alejados, llegando a abandonar las actividades agrícolas ante la impotencia de ver arrasadas sus cosechas año tras año.

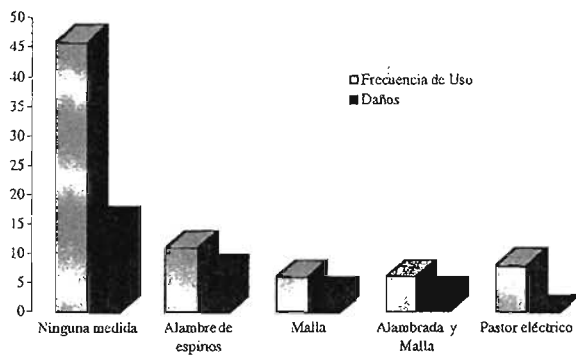
4.2. Objetivos

Determinar el grado de afección y evaluar medidas de prevención de daños a la propiedad particular por parte de la fauna, principalmente jabalíes.

4.3. Métodos

Se ha realizado un total de 77 encuestas en 42 zonas diferentes de la RBU a lo largo de 1998, 1999 y 2000. En las encuestas se preguntaba por el tipo de cultivo, los métodos disuasorios

Figura 4.1. Frecuencia de uso de distintas medidas de prevención de daños de jabalí y las frecuencias de los daños con cada una de ellas.



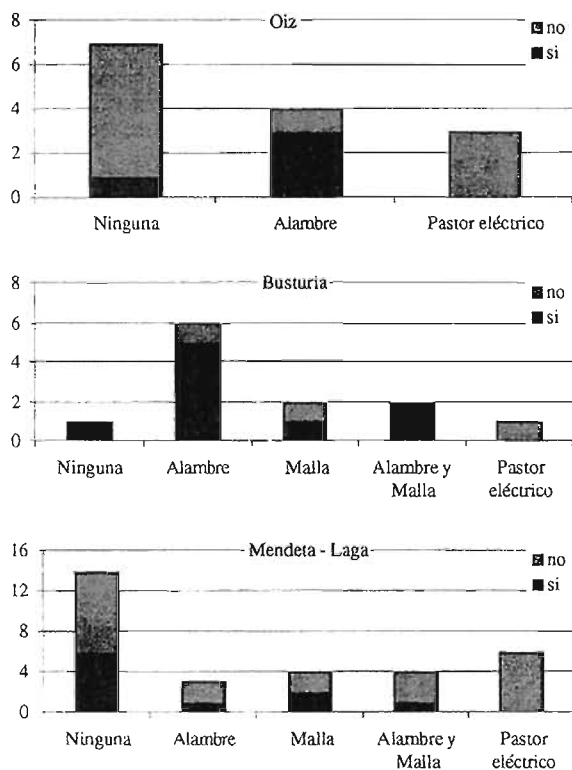
en los maizales, aunque se han registrado casos en huertas de hortalizas, remolachas y en prados de siega.

El 97% de los daños fueron atribuidos al jabalí. El tejón se mencionó en el 33% de los casos y en todos ellos menos en un único caso se citó junto al jabalí. Consideramos que el tejón apenas ocasiona daños. Según los agricultores "tumba unas cuantas mazorcas y se las come", en cambio, el jabalí "arrasa con toda la huerta para comerse unas pocas mazorcas".

Respecto al corzo, los agricultores apenas se refieren a él como especie dañina, salvo en

algunos casos en los que comentaban que se comían las cortezas de los pinos y los brotes de los eucaliptos. Asimismo, algunos agricultores se quejaban de la ocasional entrada en las huertas. Curiosamente, las quejas por el corzo únicamente provenían de agricultores que no tienen daños por el jabalí.

Figura 4.2. Frecuencia del uso de distintas medidas de evitación de daños de jabalíes por zonas de estudio. Se muestran los casos en los que ha habido ataque (si) frente a los que no ha habido (no).



La mayoría de los encuestados no utilizaban ninguna medida para evitar daños de fauna (46 encuestados, Fig. 4.1). Los mecanismos de barrera empleados son las vallas con alambres de espinos, las vallas de malla de cuerda o metálicas, de ambos a la vez, o vallas formadas por 2 o 3 hilos de pastor eléctrico. En 23 ocasiones se constató el uso de las alambradas (tanto de malla, espino o ambas) y únicamente 8 encuestados usaron el pastor eléctrico.

En principio, la mayoría de daños se registran en aquellos lugares en los que no hay ningún mecanismo disuasorio (Fig. 4.1). Aunque el porcentaje de daños es, paradójicamente, menor sin medidas disuasorias (32%) que cuando se utilizan alambradas (64%), mallas (50%) y alambradas y mallas (50%) esto puede ser sim-

plemente debido a que en zonas de menor presencia de jabalí las medidas de disuasión no son tan utilizadas. No obstante estos porcentajes no son comparables debido a la diferencia del tamaño de las muestras. Finalmente, en dos de las 42 zonas se abandonaron las labores agrícolas como consecuencia de la devastación sufrida en años precedentes y la impotencia ante tales sucesos. Por el contrario, en cuatro casos informaron que al colocar el pastor eléctrico después de tener daños de forma continua en los últimos años, estos no se volvieron a repetir.

En un segundo paso, se han analizado los resultados por zonas (Fig. 4.2) debido a que los jabalíes aparecen con frecuencia desigual en ellas, lo que estaría produciendo un sesgo en el análisis. De esta forma, se han separado las encuestas en cinco zonas según tres grados de abundancia: 1- Poco frecuente en Muxika y Gorozika-Ibarruri, 2- Moderadamente frecuente en Oiz y Busturia, 3- Muy frecuente en Mendata-Laga.

-En las zonas donde el jabalí es poco frecuente no se utiliza ningún tipo de medida y apenas se registran daños en los cultivos (10 % en Muxika y 33 % en Gorozika-Ibarruri).

-En la zona de Oiz, donde abunda el monte y los cultivos son escasos, pequeños y próximos a casas, aún se dan pocos destrozos. De hecho sólo se registró un 14 % de daños en las fincas sin ningún mecanismo de barrera. Lo que indica la escasa incidencia. No obstante, en algunas fincas en las que se registraban daños, se colocaron vallas de alambre pero con escaso resultado (en el 75 % de los casos entró el jabalí), mientras que en las que se colocaron vallas con pastor eléctrico los daños se evitaron completamente.

-Respecto a Busturia, sólo registramos una finca sin mecanismos de barrera, que fue asaltada. En esta zona se emplearon vallas de alambre, mallas y mallas con alambre con un porcentaje de fracaso del 80 %, lo que demostró la poca utilidad de estos mecanismos. Por otra parte, en la única finca en la que se colocó un pastor eléctrico se consiguió evitar los daños.

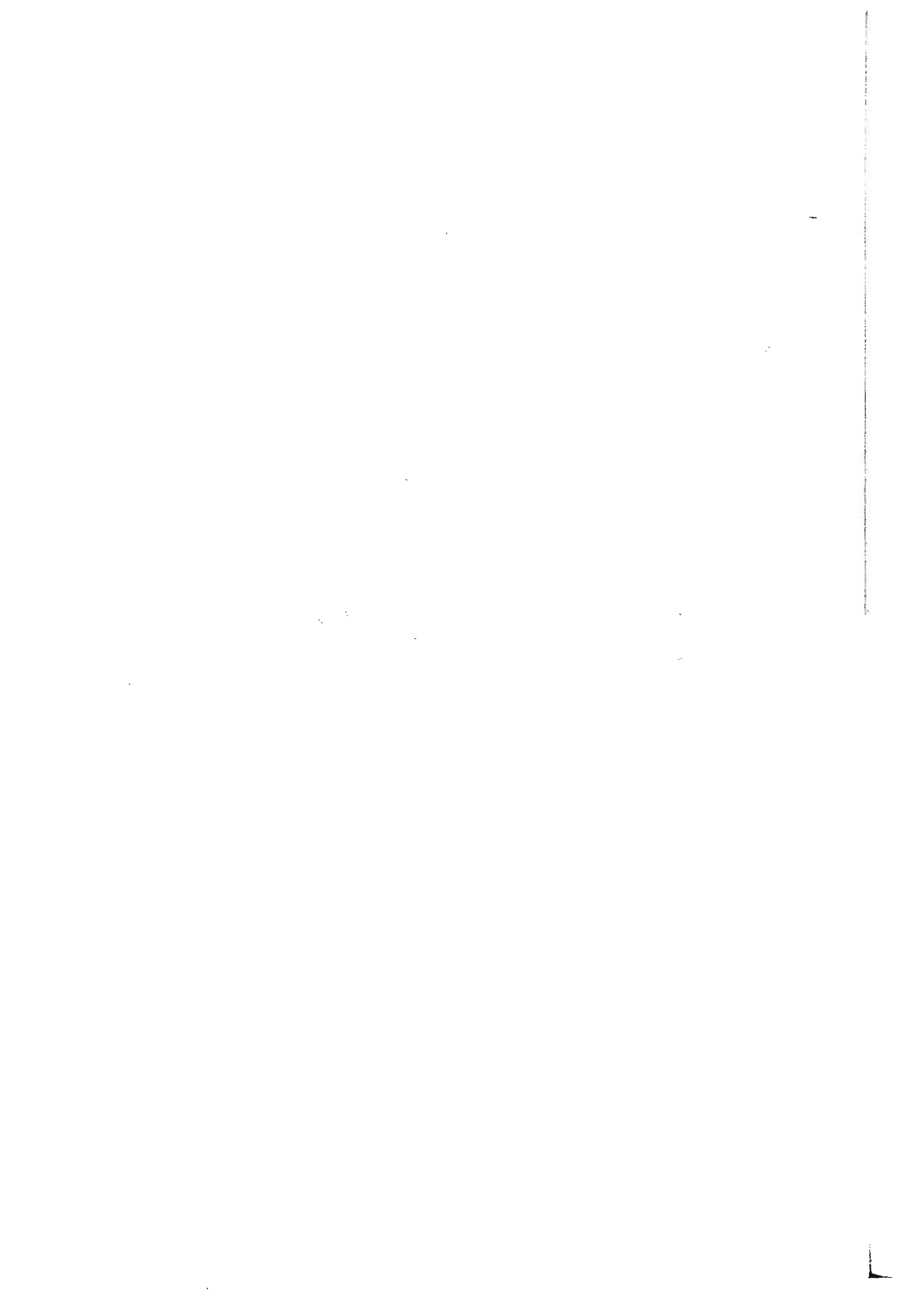
-Por último, en la zona de Mendata hasta Laga el jabalí resulta muy frecuente y los daños son abundantes y devastadores. Prácticamente la mitad de las fincas que no disponían de medidas para evitarlos fueron asaltadas, reduciéndose a un 36 % con el empleo de vallas de alambre, malla o ambas y a un 0 % con el pastor eléctrico.

4.3. Discusión

En este trabajo se ha constatado una notable frecuencia de daños de jabalíes a cultivos. Estos daños son más frecuentes en las zonas de mayor abundancia del jabalí. Asimismo, es notable que pese a ello, todavía no se instalan medidas de evitación de forma generalizada. El hecho que actualmente gran número de huertas y cultivos que son susceptibles de tener daños no son imprescindibles en la economía del caserío, bien por que son marginales dentro de la explotación o por que la actividad principal no recae ya en el sector primario, puede ser la razón de la dejadez observada.

El único método que se ha revelado eficaz al 100 % ha sido el pastor eléctrico, el resto de los mecanismos de barrera no mantienen alejados a los jabalíes, los cuales acaban rompiendo la valla o encontrando puntos débiles para entrar. Incluso, en fincas en las que los daños se sucedían año tras año, el cambio de las vallas de alambre y/o malla por el pastor eléctrico ha solucionado el problema.

Las zonas "calientes" de la RBU en las que se producen más daños son la zona sureste (desde el Oiz hasta Laga) y la zona de Busturia. Cualquier medida tendente a controlar tanto las poblaciones de jabalíes como los daños deberían tener en cuenta esta zonificación.





5. RECOMENDACIONES

5.1. Comunidad de carnívoros

-El encinar es un elemento indispensable para ciertas especies de carnívoros, y por ello es recomendable que su nivel de protección actual se mantenga también en un futuro.

-La diversidad específica de carnívoros en la RBU podría aumentar si se desarrollaran especies autoctonas dentro de las parcelas dedicadas a la producción forestal. Esto se puede fomentar tanto utilizando nuevas especies de árboles en las repoblaciones, como permitiendo que medren especies sin interés forestal, como por ejemplo los arbustos, las cuales ofrecen alimento en ciertas épocas del año y aumentar el valor de los bosques para estos animales. Es necesario, por tanto, acordar nuevas prácticas con el sector forestal de la RBU tendentes a que la actividad forestal sea sustentadora de la biodiversidad.

-Los prados ofrecen recursos alimentarios durante todo el año y son usados intensamente, por ejemplo, por el tejón. Medidas tendentes a mitigar que el abandono rural (debido a su sustitución por repoblaciones forestales o por parcelas de carácter urbano) altere su extensión y/o estructura favorecerán este tipo de especies.

5.1.1. Visión Europeo

La elevada abundancia de visones europeos en la RBU, confiere a ésta una especial relevancia atendiendo a la situación general de la especie. La RBU debe adquirir una responsabilidad especial en la conservación de la especie y potenciar medidas que la favorezcan. Las actuaciones se deben centrar en varios aspectos:

1- Sobre todo deben velar por la existencia de una vegetación de ribera desarrollada y especialmente por la presencia de zarzales en ella.

2- Debe fomentar la investigación sobre la especie, prioritariamente sobre su alimentación, productividad y evaluación de los factores de amenaza.

3- Debe implementar un programa de seguimiento de la especie con metodologías no dañinas. En ese sentido, no debe permitirse el uso de trampas para este fin. El seguimiento debe realizarse cada 4 años y los resultados deben mostrar un índice de abundancia relativa del visón: número de animales por unidad longitud del río.

4- No se debe permitir la cría o posesión de visones americanos, pues eventualmente pueden escapar y poner en peligro la población de visones europeos de la RBU. Alternativamente, puede permitirse la posesión de visones americanos siempre que se demuestre que han sido sometidos a esterilización. Actualmente se tiene conocimiento de la existencia de dos visones americanos (etiquetados como europeos) en el parque zoológico regentado por la Fundación Maiztegi en Kortezubi.

5- Debe corregir los puntos negros para los visones en las carreteras de la RBU. Para ello se deben construir pasos de fauna adecuados para los visones en esos lugares. Actualmente existe un punto negro donde se tiene constancia de la muerte de al menos dos visones europeos, precisamente en la carretera Gernika-Lekeitio en el punto donde ésta cruza sobre el río OLalde en Kortezubi/Arteaga.

5.2. Comunidad de Quirópteros

De acuerdo con los planes de acción elaborados hasta el momento en distintos países europeos, y con los que se están elaborando en la actualidad en la propia Unión Europea (Palmeirim & Rodrigues 1992, Hutson 1993, 2000, etc.), las medidas a adoptar para la conservación de la comunidad de quirópteros en la RBU deben plantearse abarcando cuatro frentes distintos: acciones sobre los refugios, acciones sobre el hábitat, educación ambiental e investigación.

5.2.1. Acciones sobre refugios

Los refugios constituyen una parte fundamental de los requerimientos ecológicos de los murciélagos, en cuanto que reúnen toda una serie de condiciones microclimáticas imprescindibles en períodos críticos del ciclo biológico de estos animales como son el periodo de cría, el de hibernación, o en agregaciones estacionales como las del celo, o las primaverales previas a la reproducción. Esta importancia de los refugios se acrecienta debido al fuerte gregarismo de los murciélagos, lo que condiciona que gran parte de la población de un área concreta se concentre en uno o unos pocos refugios apropiados. Como consecuencia de estos factores, gran parte de las medidas que se adoptan para la conservación de estos mamíferos se centran en acciones sobre sus refugios. En este apartado apuntamos las recomendaciones de acción prioritaria a abordar en los refugios más importantes detectados en la RBU, ordenados según su importancia.

Cueva de San Pedro de Busturia

Es el refugio más importante detectado en la RBU, tanto en cuanto al número de especies que alberga, el tamaño de las colonias, y el estatus de conservación de las especies. Hay que subrayar además que su importancia trasciende el ámbito de la RBU, y que su protección debe ser prioritaria también en el ámbito de Bizkaia e incluso la CAPV (datos inéditos, en prep.). Por otra parte, la accesibilidad de la cueva, su ubicación en pleno pueblo, y la consiguiente afluencia de visitantes a la misma, implican un riesgo evidente que debe ser atajado mediante medidas reguladoras, tanto del número de visitantes, como de las épocas de las visitas y forma en que estas se desarrollan.

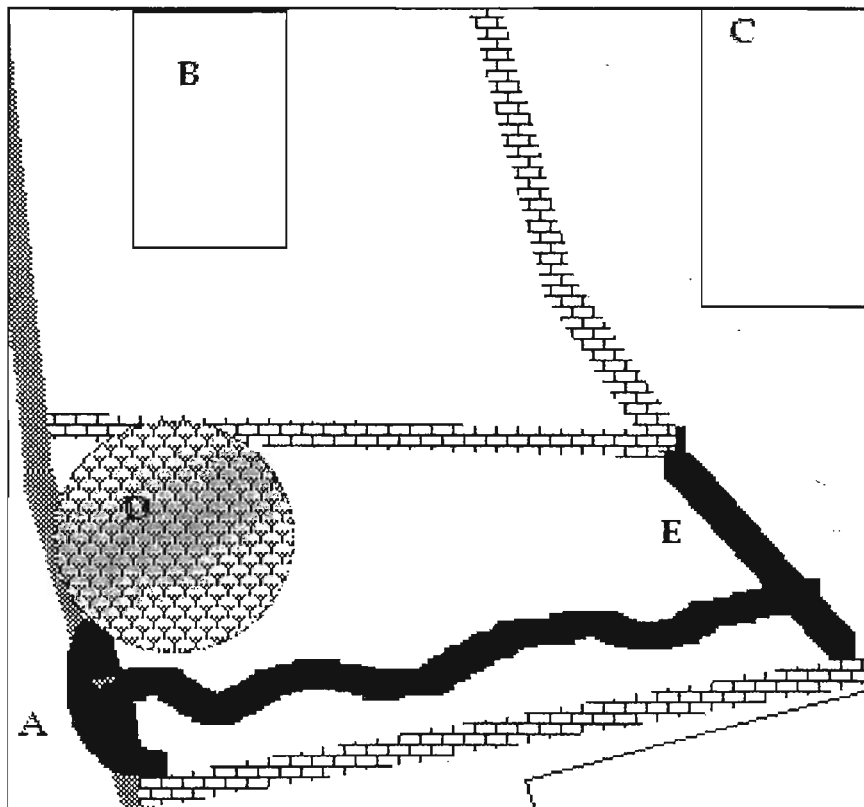


Fig. 5.1. Propuesta de ubicación del cierre en la cueva de San Pedro de Busturia. A, entrada de la cueva; B, caseta de Telefónica; C, edificio del Ayuntamiento; D, árbol; E, ubicación propuesta para la verja. El arroyo de la surgencia se indica en azul.

En este sentido, y considerando que las colonias más importantes que utilizan este refugio lo hacen como centro de agrupación primaveral previa a la cría, y que desaparecen del lugar a principios del verano, recomendamos prohibir el acceso a la misma durante los meses de febrero a junio, ambos inclusive, salvo autorización expresa de la autoridad competente para aquellos casos en los que la visita en estas fechas se considere inevitable. En cualquier caso, las visitas deberían realizarse en números no superiores a las tres personas, utilizando exclusivamente iluminación eléctrica, prohibiéndose cualquier sistema de combustión, y especialmente las lámparas de carburo.

En cuanto a la forma de regular el número de visitantes, hay que descartar el cierre mediante enrejado horizontal de la boca de la cueva como método apropiado, ya que algunas de las especies que se albergan en la misma –*Miniopterus schreibersii*, p.e.- lo toleran muy mal, y pueden causar la desaparición de la colonia. En este sentido hay que evitar cualquier alteración de las inmediaciones de la entrada a la cueva, respetando su aspecto actual, y en particular la vegetación que la rodea, ya que ésta puede constituir una protección adecuada ante posibles predadores durante la emergencia crepuscular.

Como alternativa proponemos instalar verja vertical de unos 2,5 m de altura en el acceso a la parcela donde se ubica la cueva (ver Fig. 5.1), con una puerta que permanecerá cerrada entre el 1 de febrero y el 1 de julio, y cuya llave puede estar depositada en el ayuntamiento. Sobre esta verja debería instalarse un cartel dando cuenta de la prohibición de acceso al interior en el periodo propuesto, y de las limitaciones indicadas para los periodos de visita, indicando que se trata de un biotopo protegido. La prohibición de acceso debería reforzarse mediante una multa en caso de incumplimiento, medidas ambas a adoptar por la autoridad competente, y cuyo importe debería ser también indicado en dicho cartel.

Otras cuevas de la RBU:

Aunque no se hayan detectado otras colonias importantes en cuevas de la RBU, la limitada disponibilidad de cavidades de cierto desarrollo en este entorno nos induce a ampliar las recomendaciones a otras tres de ellas. Así, consideramos importante la vigilancia de Ondaroko Koba y Mestretxu Etzebarriko Kobak, garantizando su conservación como refugios útiles para quirópteros. Para la primera de éstas, y considerando que por su ubicación y dificultades de localización no es previsible una presión excesiva de espeleoturistas, sería suficiente controlar que su boca no quede cerrada por algún trabajo de extracción forestal o similar. En el caso de Mestretxu Etzebarri, y considerando que la cueva queda incluida en una propiedad privada, pensamos que sería interesante advertir a los propietarios de que las cuevas son entornos protegidos, y que por tanto deben evitar cualquier actividad que altere las condiciones de las mismas y sus accesos. Por último, consideramos recomendable la sustitución del cierre actual de la cueva de Santimamiñe, de enrejado vertical, por verjas horizontales aptas para el acceso de murciélagos, con separación de 15 cm entre las barras horizontales, y de entre 45 y 75 cm entre los soportes verticales de las mismas -espacios mayores hacen al enrejado vulnerable frente a actos de vandalismo- (Mitchell-Jones 1987).

Acciones sobre edificios.

Las colonias que utilizan viviendas u otras edificaciones como refugio sufren toda una serie de efectos negativos, que abarcan desde la pérdida del refugio, hasta la propia muerte de las colonias, hechos ambos que pueden suceder con el conocimiento e incluso provocación por parte de los propietarios, o incluso con su absoluto desconocimiento y sin ninguna intencionalidad.

Uno de los mayores problemas que sufren en la CAPV los murciélagos en edificios es el envenenamiento por los tratamientos insecticidas de protección de la madera a base de organoclorados (Aihartza 2001). Este problema es tanto más grave en cuanto que la mayoría de dichos tratamientos se realizan en periodo estival, coincidiendo con la ocupación de edificios por las colonias reproductoras. Así, los envenenamientos masivos afectan sobre todo a hembras reproductoras, causando un enorme perjuicio a las poblaciones afectadas. Este es probablemente el mayor factor de riesgo al que se enfrentan especies como *R. ferrumequinum*, *R. hipposideros*, *M. emarginatus*, *P. auritus* y *P. austriacus* en la CAPV.

En este sentido recomendamos medidas destinadas a eliminar el uso de insecticidas organoclorados como tratamiento protector de la madera, y su sustitución por productos basados en permetrinas o cipermetrinas, tal y como se ha hecho en Gran Bretaña y diversos países del continente europeo. Estas medidas implicarían mejores condiciones no sólo para los murciélagos que puedan refugiarse ocasional o habitualmente en una vivienda, sino también para pájaros y otros animales sinantrópicos, así como para los propios habitantes de la misma.

Una buena vía para favorecer esta medida puede basarse en la colaboración de los distintos Ayuntamientos de la RBU, exigir como condición previa -o en su defecto recomendar- el empleo de los insecticidas alternativos -permetrinas o cipermetrinas- en las solicitudes de permisos de obras para retejos, restauraciones de caserios, etc. Igualmente, habría que solicitar la implicación de los distintos responsables de las Administraciones públicas que participen mediante subvenciones y ayudas en la reparación y/o restauración de distintos edificios, exigiendo como condición para su participación la exclusión de los insecticidas organoclorados en las obras. En este bloque pueden tener especial importancia la colaboración de la Dirección de Patrimonio Histórico y Artístico de la Diputación, así como los propios Ayuntamientos de la zona, que suelen financiar o cofinanciar, por ejemplo, la restauración de ermitas e iglesias.

Por último, hay que destacar que muchos de los edificios que pueden albergar colonias de murciélagos son propiedades privadas, en algunos casos viviendas ocupadas, y que por tanto

el mantenimiento de las colonias en las mismas dependerá en todo caso de la voluntad de los propietarios. Así, y considerando que puede haber bastantes casos en que los propietarios quieran desalojar a los murciélagos de su casa, recomendamos habilitar mecanismos de asesoramiento y ayuda para ello, con el fin de que este desalojo se produzca de forma adecuada, evitando que puede resultar perjudicial bien para los murciélagos, o bien para los propios propietarios de las viviendas. Hay que recordar que los murciélagos son animales protegidos por distintas leyes tanto autonómicas como estatales y de la Unión Europea, y en este sentido recomendamos que el Patronato prepare un servicio de asesoramiento e información -ver apartado 5.2.3.-, que incluya en su caso la inspección de cada caso por personal especializado.

5.2.2. Acciones sobre el hábitat.

Los problemas de calidad de hábitat más importantes detectados en la RBU para los murciélagos se refieren a la escasez de bosques caducifolios y setos, a la falta de bosques maduros y bien estructurados, y al efecto negativo de los pesticidas forestales inespecíficos como el diflurobenzurón -dimilín- sobre la disponibilidad de presas en general, y en el caso de los murciélagos forestales en particular. Estos problemas adquieren especial importancia en el radio de acción de la colonia de *R. euryale*, en Busturia, y en valles de la mitad oriental de la RBU, donde la diversidad y abundancia de quirópteros es también notable.

Así, consideramos prioritario ampliar la cobertura con bosques caducifolios en un radio no inferior a 4 km en torno a la cueva de San Pedro de Busturia. Este radio sería en todo caso suficiente para la colonia de *R. euryale* que ocupa dicha cavidad si las condiciones del hábitat fueran apropiadas, tal y como se ha demostrado en otros enclaves de Euskal Herria (datos propios, inéditos). Igualmente, habría que reforzar la repoblación o recuperación natural de los bosques caducifolios en el conjunto de la RBU, con especial esfuerzo en las inmediaciones de otras zonas kársticas, como el valle de Oma, Ereño, o Atxarre.

Igualmente, consideramos prioritario la conservación y recuperación de los setos de caducifolios, hoy prácticamente residuales en la RBU, tanto en el radio de acción de la cueva de Busturia como en el conjunto de Urdaibai. Estos setos de caducifolios son hábitat preferente tanto para *R. euryale* (datos propios, inéditos), como para *R. hipposideros* (Schofield 1996), *R. ferrumequinum* (Duvergé & Jones 1994) o *P. auritus* (Entwistle et al. 1996). En conjunto, la cobertura de los bosques caducifolios y los setos de caducifolios debería alcanzar hasta un 25% de la superficie en el radio de 4 km en torno a la cueva de San Pedro de Busturia para garantizar condiciones favorables para la colonia de *R. euryale*.

El uso de insecticidas inespecíficos como el dimilín debe ser eliminado en el conjunto de la RBU, y con carácter inmediato en el radio de acción de la colonia de la cueva de San Pedro de Busturia y en los valles orientales. Consideramos además, que la RBU es un marco apropiado para la experimentación y puesta a punto de métodos alternativos del control de plagas forestales, y de la procesionaria del pino en particular, como son los métodos mediante trampas de feromonas, ampliamente utilizadas en áreas forestales.

5.2.3. Educación Ambiental

La conciencia de que las actitudes individuales pueden tener un efecto importante sobre este grupo animal tan amenazado, impone una labor de divulgación destinada a corregir la visión negativa que sobre los murciélagos tiene gran parte de nuestra sociedad. Para ello es necesario realizar campañas que informen sobre sus costumbres, beneficios que aportan, y factores de riesgo que amenazan su existencia. Al margen de planes de divulgación más amplios, y que deberán plantearse a nivel de Diputaciones Forales o Gobiernos Autonómicos en el marco de un Plan General de Conservación de los murciélagos, consideramos recomen-

dable desarrollar una campaña local en el ámbito de la RBU, dando cuenta de las especies existentes en el área, así como sus principales requerimientos de hábitat y de conservación. En este sentido, sería interesante editar varios posters temáticos con las especies más representativas de la RBU, de sus cuevas, bosques, entornos urbanizados, etc., a repartir en escuelas, ayuntamientos, casas de cultura, asociaciones y demás. Adicionalmente, podrían editarse distintos trípticos, incluyendo información general sobre la biología de los murciélagos, así como recomendaciones sobre qué hacer -o no hacer- en cuevas donde se detecte su presencia, recomendaciones a propietarios de viviendas u otras construcciones donde se detecten colonias, etc.

Es así mismo necesario el realizar un seguimiento de la evolución de las colonias, tanto en el número de integrantes como en su fenología en la localidad, con el fin de evaluar la efectividad de las medidas adoptadas, y adecuar las mismas a la evolución de los datos.

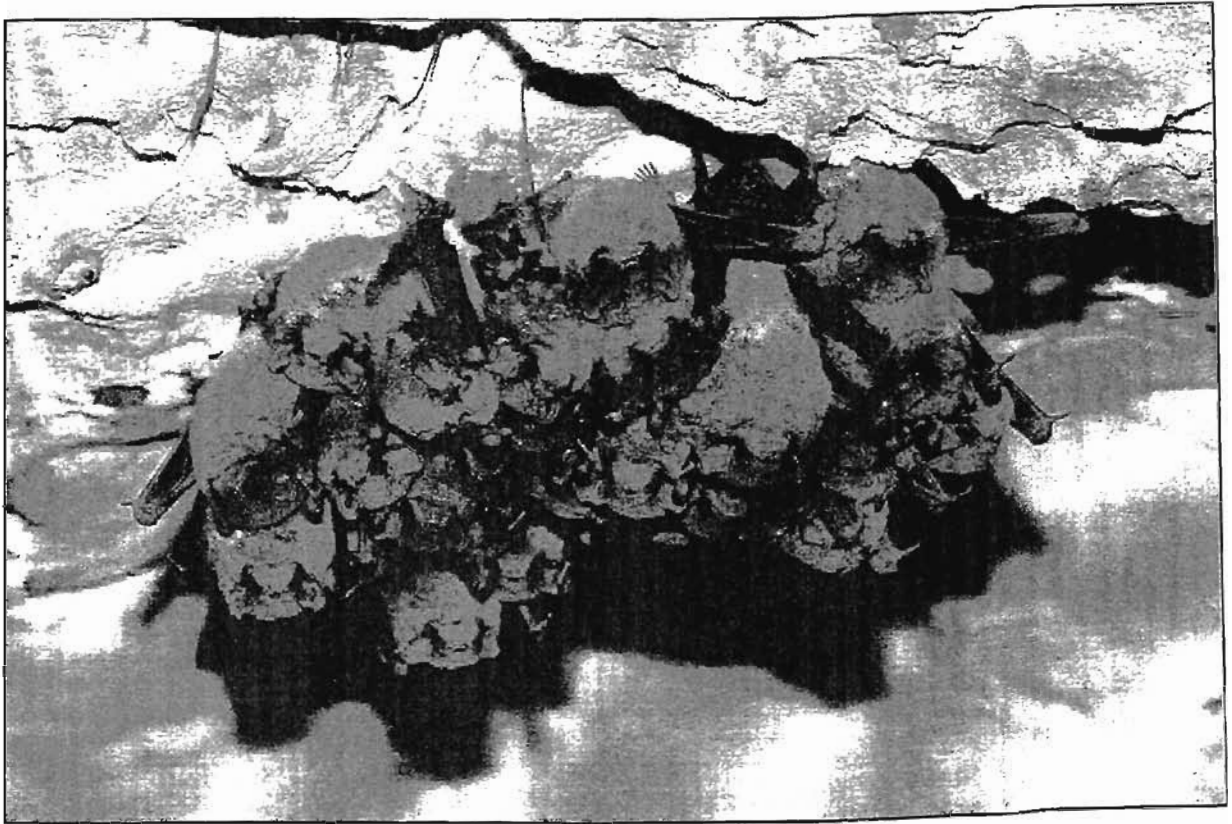
5.3. Daños

Se recomienda seguir con las actividades encaminadas a la concienciación de la solución a los problemas de daños de jabalí. Los objetivos de dichas actividades deben ser:

-Transmitir la idea de que el pastor eléctrico es el mejor de los métodos para atajar los daños y las batidas de caza no lo son.

-Priorizar las zonas con mayor índice de daños: Oiz y Busturia.

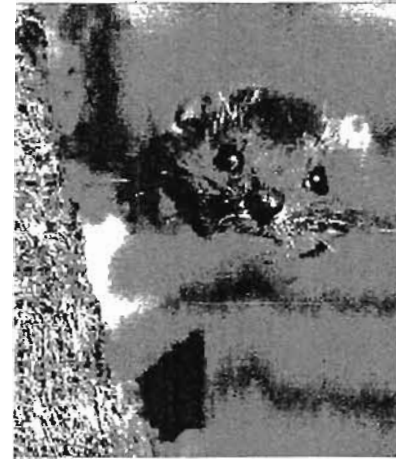
-Dentro del paisaje de la RBU los daños se producirán intermitentemente, si no continuamente, en los próximos años, por lo que hay que convencer al agricultor de que en gran medida es suya la responsabilidad del éxito en la evitación de los daños.



6. FICHAS DE ESPECIES

6.1 COMADREJA *Mustela nivalis*

Especie de distribución holártica. Se encuentra en todo el continente europeo a excepción de Irlanda e Islandia. En el País Vasco se distribuye de forma general por todo el territorio (Castien & Mendiola 1985). En Bizkaia, de igual forma, está ampliamente distribuida, sin embargo, en los últimos años se ha dado un considerable descenso en el número de observaciones (Aihartza et al. 1999). Lo mismo puede decirse de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, donde, aunque muy distribuida, los testimonios recogidos señalan una disminución de sus efectivos. Está presente en bordes de bosques, bosquetes, praderas, matorrales e, incluso, zonas humanizadas del medio rural (Castien & Mendiola 1985).



No Amenazada en Europa y País Vasco.

6.1 VISÓN EUROPEO *Mustela lutreola*

En la última mitad de siglo ha desaparecido de gran parte de su área de distribución, que originariamente se extendía por toda Europa (Youngman 1982). Actualmente persiste en dos zonas separadas entre si por más de 2000 km: uno en el este y otra en el suroeste europeo (Youngman 1982, Palazón et al. 1993, Ozolins & Pilāts 1995). Además en los últimos años se ha reducido notablemente la extensión de esos dos núcleos (Camby 1990, Sidorovich 2000). Aunque las causas de esa regresión no están claras, los estudios más recientes apuntan a la expansión del visón americano como responsable del declive del visón europeo. El núcleo del suroeste se extiende por el suroeste francés, Euskal Herria y La Rioja (Palazón et al. 1993, Torres & Zuberogoitia 1997). En Bizkaia ha sido detectado en los cauces fluviales de Artibai, Ea, Oka, Bakio, Butrón, Asua, Nervión, Ibaizabal, Zumelegi, Zubizabala y Barbadun (Zuberogoitia et al. 2001).



En la RBU se considera una especie abundante y ampliamente distribuida.

Especie ligada a ambientes riparios y zonas húmedas, habita en las cercanías de ríos, regatas, lagos, marismas y zonas pantanosas con buena cobertura vegetal (Youngman 1982).

Vulnerable en Europa y País Vasco.

6.3. VISÓN AMERICANO *Mustela vison*

Escapado a partir de granjas peleteras, hoy en día se encuentra asilvestrado en gran parte de Europa, extendiéndose desde Noruega hasta España, y presente en las Islas Británicas.

En la CAPV aparece en las tres provincias, con una distribución y tamaño poblacional aún desconocidos (Zuberogoitia et al. 2001, Aihartza et al. 1999).

Es una especie rara en el RBU. La existencia de poblaciones adyacentes pueden dar lugar al establecimiento de individuos en la RBU en un futuro.

Especie semiacuática presente en todo tipo de hábitats húmedos: ríos, embalses, vegas, marismas, litoral, etc. (Dunstone 1993).

6.4. TURÓN *Mustela putorius*

Se distribuye por todo el continente, a excepción de Irlanda (Blandford 1987). En el País Vasco los datos son escasos, aunque repartidos de forma general (Castien & Mendiola 1985). En Bizkaia ha sido encontrado en torno a los cauces del Karrantza, Aguera, Cadagua, Butrón y Lea, y en zonas alejadas de cualquier masa de agua de Santurtzi, Abanto, La Arboleda y Karrantza (Zuberogoitia et al. 2001). No hemos detectado su presencia en este estudio, aunque no se descarta su existencia en la RBU. No obstante, sería una especie escasa.

El Turón europeo es un mustélido terrestre que selecciona los bosques y humedales para alimentarse (ver Lóde 1995). Aunque siempre se le ha asociado a cursos fluviales y otras masas de agua, suele ocupar también cualquier hábitat desde zonas de marisma hasta la alta montaña, a más de 2000 m s.n.m. y habita tanto zonas descubiertas como boscosas (Álvarez et al. 1998, Zuberogoitia et al. 2001).

No Amenazada en Europa y De Interés Especial en Euskadi.

6.5. GARDUÑA *Martes foina*

Este es uno de los carnívoros más extendidos y abundantes de Eurasia, presente desde el centro y sur de Europa hasta el Cáucaso y el oeste de Rusia, y desde el Oriente Medio hasta Afganistán, Tíbet y Mongolia (Mitchell-Jones et al. 1999). En el País Vasco (Álvarez et al. 1998) y Bizkaia (Aihartza et al. 1999) se le considera el carnívoro silvestre más abundante después del zorro (Zuberogoitia et al. 2001). Sin embargo, en la RBU no es abundante pese a que su presencia esta muy extendida.



Presente en gran variedad de hábitats, bosques de todo tipo, campiña y zonas humanizadas (Clevenger 1994, Genovesi et al. 1996, Aihartza et al. 1999, Zuberogoitia et al. 2001).

No Amenazada en Europa y País Vasco.

6.6. GINETA *Genetta genetta*

Especie circunscrita al Mediterráneo Occidental, se halla en casi todo Marruecos, norte de Argelia y Túnez, toda la Península Ibérica y suroeste de Francia (Mitchell-Jones et al. 1999). Tanto en el País Vasco como en Bizkaia se distribuye de forma generalizada (Castien & Mendiola 1985, Aihartza et al. 1999). Es uno de los carnívoros más abundantes de la RBU.

Aunque Aihartza et al. (1999) la encontraron en todo tipo de hábitats de Bizkaia, en la RBU utiliza los bosques y selecciona especialmente los encinares. La cobertura del sotobosque parece un factor importante en su utilización del espacio.

No Amenazada en Europa y País Vasco.



6.7. TEJÓN *Meles meles*

De distribución Paleártica, está presente en la mayor parte de Europa, salvo en las regiones árticas, las áreas de gran altitud y algunas islas. En el País Vasco está presente en todo el territorio de forma generalizada (Castiën & Mendiola 1985). De igual manera, se encuentra ampliamente distribuido por Bizkaia (Aihartza et al. 1999) y en la RBU.



Aprovecha los recursos que ofrecen los prados de la Reserva (lombrices y frutos fundamentalmente). Por ello, es un carnívoro habitual de las campiñas y prados aunque necesita los bosques con maleza o áreas de matorral para esconder sus madrigueras.

No Amenazado en Europa y País Vasco.

6.8. GATO DOMÉSTICO *Felis catus*

A pesar de la ausencia de trabajos científicos, este felino se encuentra probablemente en la mayoría de las regiones de Europa. En el País Vasco se encuentra ampliamente repartido por todo el territorio, de igual manera que ocurre en Bizkaia (Zuberogitia et al. 2001). Consideramos que este animal abunda en la RBU, debido fundamentalmente a la dispersión de los caseríos.

6.9. ZORRO *Vulpes vulpes*

Es el carnívoro más ampliamente distribuido del mundo. Aparece en la mayor parte de Europa (Mitchell-Jones et al. 1999). En el País Vasco se encuentra ampliamente distribuido (Castien y Mendiola 1985). Asimismo, en Bizkaia es el carnívoro más frecuente y más ampliamente distribuido (Aihartza et al. 1999). En la RBU la situación de la especie es similar.



El zorro es un carnívoro adaptable que puede ser localizado en cualquier tipo de hábitat (Weber & Meia 1996). Es una especie favorecida por la fragmentación del paisaje y la humanización del medio (Larivière & Pasitschniak-Arts 1996).

No Amenazado en Europa y País Vasco.

6.10. JABALÍ *Sus scrofa*

Ampliamente distribuido en Europa occidental y central, aunque en la Península Ibérica aparezca mayoritariamente en zonas de montaña (Mitchell-Jones et al. 1999). En la CAPV presenta una distribución generalizada que ha aumentado en los últimos años (Álvarez et al. 1998). Es una especie cada vez más frecuente en la RBU y que en consecuencia produce cada vez más daños en la agricultura.

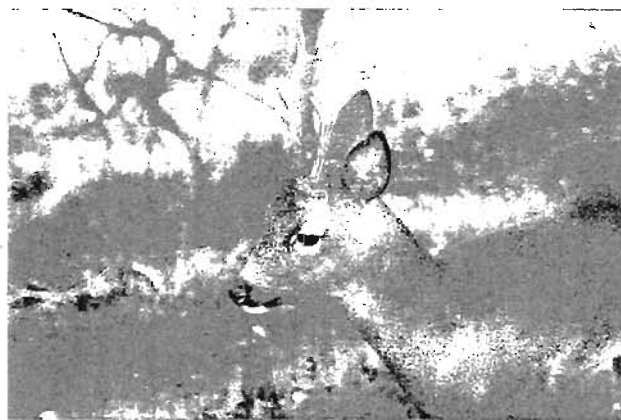


Aparece en todo tipo de hábitats, preferentemente en aquellos con vegetación arbórea. De alimentación omnívora.

No Amenazado en Europa y País Vasco.

6.11. CORZO *Capreolus capreolus*

Distribuido por todo el continente europeo, más raro en la franja sur mediterránea. El corzo se encuentra en expansión en la CAPV bien a partir de las poblaciones de las sierras occidentales o desde Navarra, bien a partir de reintroducciones realizadas en Gipuzkoa y Bizkaia. En la RBU comienza a ser común sobre todo en los alrededores del monte Oiz y en la franja de encinar situado entre Gautegiz-Arteaga y Laga.



Habita zonas forestales aunque también se encuentra en los bosquetes rodeados de campos agrícolas e incluso en las llanuras cerealistas. Es un herbívoro ramoneador al que se le atribuyen daños a las plantaciones forestales jóvenes.

No Amenazado en Europa y País Vasco.

6.12. MURCIÉLAGO DE HERRADURA MEDITERRÁNEO *Rhinolophus euryale*

R. euryale ocupa gran parte del área circummediterránea, desde la Península Ibérica y mitad occidental del norte de Africa hasta el este de Irán. Por el norte llega hasta el centro-sur de Francia, norte de Italia, y Eslovaquia. (Ibáñez 1999).

La especie presenta una distribución irregular en la CAPV, siendo el rinolófido menos frecuente. Aparece sobre todo en localidades a baja altitud de la provincia de Bizkaia, y en dos únicos puntos de Araba

Es una especie termófila, de carácter casi estrictamente cavernícola a lo largo del ciclo anual (Dulic 1963, Brosset et al. 1988), normalmente más gregaria durante el periodo estival, y que establece colonias de cría formadas por individuos de ambos sexos, que se refugian en cuevas de amplias galerías y temperaturas cálidas (Brosset & Caubere 1959, Ibáñez 1998).

En la RBU se le conoce una colonia de agregación primaveral, pero ninguna colonia de cría y sólo algunas observaciones invernales. Dicha colonia utiliza una amplia zona de campeo que alcanza hasta los 10 km desde el refugio diurno y en ella seleccionan los bosques de caducifolios y los eucaliptares de más de 8 años aproximadamente.

En Peligro de Extinción en Europa y CAPV.



6.13. MURCIÉLAGO GRANDE DE HERRADURA *Rhinolophus ferrumequinum*

En el continente europeo está presente en las zonas central y meridional, faltando en las áreas más septentrionales, tales como Irlanda, norte de Gran Bretaña, Holanda, norte de Alemania, Dinamarca, Escandinavia y Polonia (Ransome 1999).

R. ferrumequinum está presente en la mayor parte de la CAPV, mostrando sin embargo un patrón irregular en su distribución con más localidades de la mitad septentrional, de dominio eurosiberiano, que de la mitad sur, en zonas tanto de dominio mediterráneo como en los valles de transición. Esta distribución parece reflejar la disponibilidad de refugios subterráneos (Aihartza 2001), de acuerdo con su carácter eminentemente cavernícola durante la mayor parte del año (Schober & Grimmberger 1989). Sin embargo, en nuestras latitudes parece preferir edificaciones o cuevas muy cálidas para el establecimiento de las colonias de cría (Palmeirim & Rodrigues 1992, Alcalde 1995).

En la RBU aparece también en gran parte de los refugios subterráneos muestreados, así como criando en edificios, si bien las colonias de cría observadas son muy pequeñas.

En Peligro de Extinción en Europa y Vulnerable en la CAPV.



6.14. MURCIÉLAGO PEQUEÑO DE HERRADURA *Rhinolophus hipposideros*

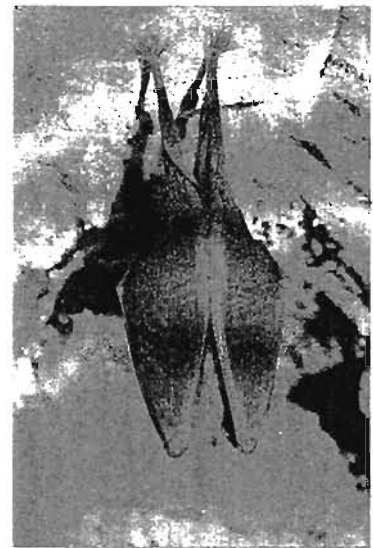
Es una especie paleártica presente en gran parte de Europa, exceptuando la zonas más septentrionales tales como el norte y centro de Gran Bretaña, Holanda, norte de Alemania, Dinamarca, Escandinavia y Polonia. También se distribuye en el norte y este de Africa hasta Etiopía, y desde el Turkestán hasta la República de Kashmir en Asia (Schofield 1999).

En la CAPV está presente desde la costa de Bizkaia hasta la Rioja Alavesa y el valle del Ebro, y desde Karrantza, Sierra Salvada y Valderejo en el extremo occidental, hasta las Sierras de Entzia y Aralar en el oriental y sin embargo, parece ausente en grandes áreas del centro de Araba, y en varios valles de Gipuzkoa y Bizkaia (Aihartza 2001).

Es una especie cavernícola y con comportamiento frecuentemente solitario durante los meses fríos, aunque las colonias de cría, formadas habitualmente por unas pocas decenas de hembras, se establecen en áticos, desvanes, etc. (Saint Girons 1973, Alcalde 1995)

En la RBU aparece siguiendo este mismo patrón, y parece ser una especie relativamente frecuente.

En Peligro de Extinción en Europa y Vulnerable en la CAPV.



6.16. MURCIÉLAGO DE GEOFFROY *Myotis emarginatus*

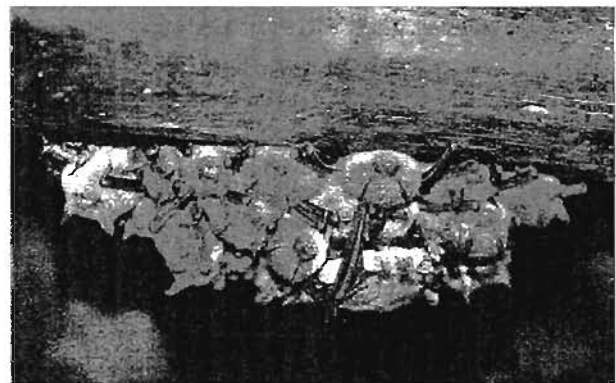
El murciélago de Geoffroy presenta distribución paleártica, ocupando Europa central y del sur, parte de Asia y norte de Africa, desde la Península Ibérica y Bretaña hasta Irán y Afghanistan, y desde los Países Bajos hasta el norte de Marruecos, Argelia y Túnez, faltando en las Islas Británicas (Cervený 1999).

En la CAPV es más frecuente en las zonas central y septentrional (Aihartza 2001), con sólo tres observaciones bibliográficas en la vertiente mediterránea (Galán 1997, Agirre-Mendi 1998).

Es una especie originalmente cavernícola, recientemente adaptada a ocupar edificios como refugios estivales, especialmente por las colonias de cría, formadas exclusivamente por hembras (Cervený 1999). Es frecuente que compartan refugio de cría con *R. ferrumequinum*.

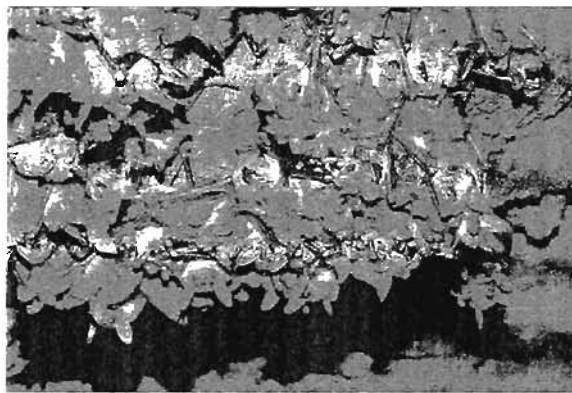
En la RBU sólo se ha observado una colonia de cría y el resto de observaciones se refieren a animales relacionados con ella. No es descartable, sin embargo, la existencia de más colonias de cría en caseríos y edificios inhabitados, dada la frecuencia de esta especie en la vertiente atlántica de la CAPV.

En Peligro de Extinción en Europa y Vulnerable en la CAPV.



6.17. MURCIÉLAGO RATONERO GRANDE *Myotis myotis*

Es una especie paleártica que ocupa Europa y el norte de Africa, desde el sur de Gran Bretaña -donde actualmente puede estar extinta- y la Península Ibérica, hasta el Oriente Medio, alcanzando hacia el norte el Bélgica, Alemania y Polonia, y por el sur el área circunmediterránea, incluyendo Marruecos, Argelia, Túnez y Libia (Stutz 1999).



En la CAPV la especie presenta una distribución amplia pero irregular, siendo más frecuente en la mitad meridional, y francamente rara en la vertiente atlántica (Aihartza 2001).

La única observación en la RBU corresponde a una captura con redes en el cabo de Ogoño (Galán 1997).

En Peligro de Extinción en Europa y Rara en la CAPV.

6.18. MURCIÉLAGO OREJUDO SEPTENTRIONAL *Plecotus auritus*

Considerado como uno de los murciélagos europeos más comunes, es generalmente abundante en el norte de Europa, pero raro en las zonas más meridionales (Ibáñez 1998, Entwistle 1999).

P. auritus es una especie relativamente frecuente y de distribución amplia en la CAPV (Aihartza 2001). Si bien las cuadrículas con mayor número de localidades positivas corresponden a zonas de montaña, su presencia es también importante en zonas cercanas a la costa, especialmente en Bizkaia.

Durante el invierno prefiere refugiarse en refugios subterráneos, donde se sitúa en solitario, mientras que en los meses cálidos prefiere agujeros en árboles, así como desvanes, tejados, etc. donde ocupa espacios entre tablas y vigas de madera (Entwistle 1994).

En la RBU parece una especie poco frecuente, hecho que puede deberse a los requerimientos de hábitat de la misma, con preferencia por bosques caducifolios maduros (Swift & Racey 1983).

Vulnerable en Europa y en la CAPV.



6.19. MURCIÉLAGO OREJUDO MERIDIONAL *Plecotus austriacus*

En Europa su límite septentrional de distribución se sitúa en el sudoeste de Inglaterra, Bélgica, sur de Holanda, norte de Alemania y norte de Polonia, alcanzando hacia el sur todos los países mediterráneos y la mayoría de las islas. Es relativamente abundante en zonas mediterráneas y transcaucásicas, así como en las regiones al sur de su límite septentrional como Alemania central o Polonia central (Bogdanowicz 1999b).



Es una especie relativamente frecuente y de distribución amplia en la CAPV, si bien está ausente de gran parte de los sistemas de montaña de la divisoria de aguas y de las zonas de altitud de la vertiente atlántica (Aihartza 2001). Parece más frecuente en la costa y en fondos de valle de la mitad septentrional, y en la franja meridional del área de estudio, donde ocupa tanto sierras como zonas bajas.

Las dos únicas citas en la RBU se refieren a animales aislados, y no parece muy frecuente.

Es Vulnerable en Europa y De interés especial en la CAPV.

6.20. MURCIÉLAGO COMÚN *Pipistrellus pipistrellus*

Aunque recientemente se ha descubierto que bajo el nombre de *P. pipistrellus* hay dos especies crípticas con frecuencias de ecolocación distintas, a 45 kHz y 55 kHz (Jones & Van Parijs 1993, Barrat et al. 1997), la mayoría de los estudios previos no contemplan esta distinción.



El conjunto de ambas criptoespecies se ha considerado el murciélago más ampliamente distribuido en Europa y presenta una distribución paleártica, ocupando la mayor parte del continente hasta los 64°N de latitud, incluyendo las islas británicas y las islas mediterráneas (Jones 1999).

Pipistrellus pipistrellus, *sensu* fonotipo de 45 kHz, es la especie más frecuente de la CAPV, encontrándose en la totalidad de cuadrículas, en todo el rango altitudinal, y en todos los hábitats (Aihartza 2001).

En la RBU es así mismo la especie más frecuente, y aparece en la práctica totalidad del territorio.

No Amenazado en Europa y CAPV.

6.21. MURCIÉLAGO DE BORDE CLARO *Pipistrellus kuhlii*

En Europa está ampliamente distribuida, sobre todo en el área mediterránea; su límite septentrional se sitúa en Normandía (algunos ejemplares divagantes alcanzan las Islas Británicas), extremo sudoccidental de Alemania, Austria, Hungría y sur de Bulgaria. Está presente en la práctica totalidad de las islas del Mediterráneo (Vernier & Bogdanowicz 1999).



La especie es muy frecuente y está ampliamente distribuida en la CAPV (Aihartza 2001). Hay que subrayar su ausencia en las zonas de montaña de clima más riguroso como las situadas en el este de Gipuzkoa o en el este de Araba, así como en otros enclaves de altitud de la vertiente atlántica y la divisoria de aguas.

Es una especie fisurícola de rango amplio, muy adaptada a entornos humanizados, donde puede refugiarse en todo tipo de grietas y fisuras de edificios y construcciones (Schober & Grimmberger 1989).

En la RBU es frecuente en las zonas urbanizadas y entornos abiertos de campiña.

No Amenazado en Europa y CAPV.

6.22. MURCIÉLAGO DE HUERTA *Eptesicus serotinus*

En Europa falta en Irlanda y norte de Gran Bretaña, así como en Escandinavia por encima de los 57° de latitud; está presente en toda la franja mediterránea, incluyendo las islas Baleares, Córcega, Sicilia, Malta y Chipre y es considerada frecuente o muy frecuente (Catto & Hutson 1999, Baagøe 2001).



También es frecuente en la CAPV, mostrando una distribución amplia en todo el territorio (Aihartza 2001).

Es una especie fisurícola y litófila, que se ha adaptado bien a las construcciones humanas como fuente alternativa de refugios. Así, durante el día ocupa fisuras en cortados y canteras, así como en fachadas de edificios. Las colonias de cría pueden situarse también en áticos y desvanes (Ibáñez 1998).

En la RBU sólo se ha detectado en las inmediaciones de Matxitxako, cazando.

Vulnerable en Europa y De Interés Especial en la CAPV.

6.15. MURCIÉLAGO DE CUEVA *Miniopterus schreibersii*

En Europa se extiende desde el Mediterráneo hasta Suiza y Austria, y desde la Península Ibérica hasta el Caúcaso, pasando por Chequia, Eslovaquia y Hungría (Rodrigues 1999).

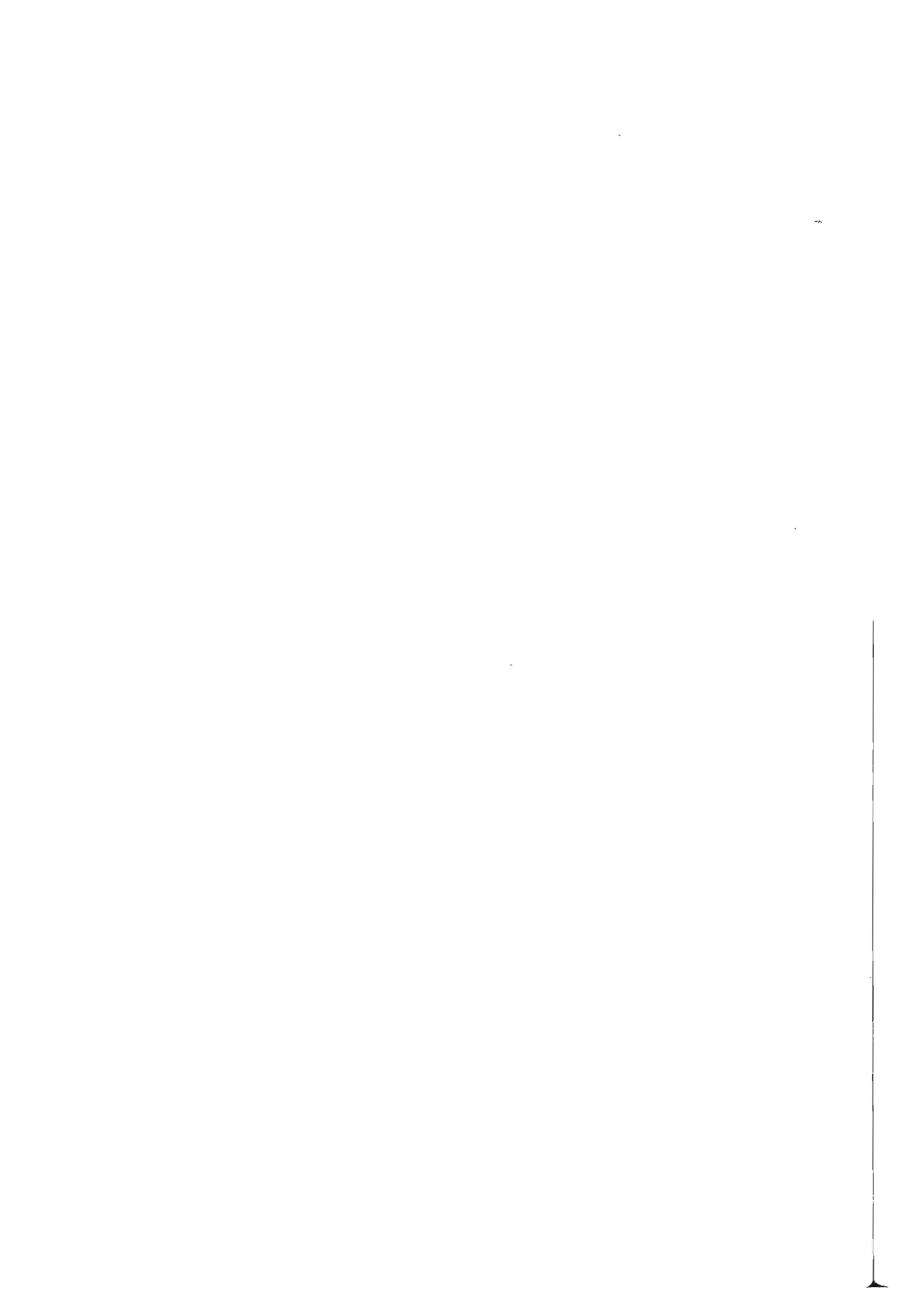
M. schreibersii ocupa la mayor parte de la CAPV, pero con diferentes patrones según frecuencias y abundancias observadas: En la vertiente atlántica presenta una distribución marcadamente contagiosa, con pocas localidades pero abundancias relativamente grandes, mientras que en la vertiente mediterránea aparece en la práctica totalidad de las cuadrículas pero en cantidades menores (Aihartza 2001).

Es una especie marcadamente cavernícola, muy gregaria (Dulic 1963), y de carácter migratorio, capaz de realizar grandes desplazamientos entre los refugios de hibernación, los de cría, y refugios estacionales de primavera u otoño (Palmeirim & Rodrigues 1992, 1995).

En la RBU se le conoce una colonia de agregación primaveral, pero ninguna colonia de cría. Los ejemplares de la RBU aparecen en otros refugios de la CAPV y probablemente en varios refugios españoles situados a varios centenares de kilómetros.

Es Indeterminada en Europa y Vulnerable en la CAPV.





7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agirre-Mendi, P.T. (1998) Contribución al conocimiento de la corología de los murciélagos (Chiroptera, Mammalia) en la Comunidad Autónoma del País Vasco (Sierra de Cantabria). *Zubía*, 16, 61-90.

Ahlén, I. (1989) *European Bat Sounds*.

Ahlén, I. (1990) *Identification of bats in flight*, Stockholm.

Ahlén, I. & Baagøe, H. (1999) Use of ultrasound detectors for bat studies in Europe: experiences from field identifications, surveys, and monitoring. *Acta Chiropterologica*, 1, 137-150.

Aihartza, J.R. (2001) *Quirópteros de Araba, Bizkaia, y Gipuzkoa: Distribución, Ecología y Conservación*. PhD thesis., Euskal Herriko Unibertsitatea, Bilbo.

Aihartza, J.R., Imaz, E., & Totorika, M.J. (1997) Distribution of bats in Biscay (Basque country, Northern Iberian Peninsula). *Myotis*, 35, 77-88.

Aihartza, J.R., Zuberogoitia, I., Camacho-Verdejo, E., & Campos, L.F. (1999) Trends in conservation status of carnivores in Biscay (Northern Iberian Peninsula). *Miscelania Zoologica*, 22.

Alcalde, J.T. (1995) *Distribución y fenología de los quirópteros de Navarra*, Universidad de Navarra.

Aldridge, H.D.J.N. & Brigham, R.M. (1988) Loadcarrying and manoeuvrability in an insectivorous bat: a test of the 5% "rule" of radio-telemetry. *J. Mammal.*, 69, 379-382.

Altringham, J.D. (1996) *Bats. Biology and Behaviour*. Oxford University Press Inc., Oxford.

Álvarez, J., Aihartza, J., Alcalde, J.T., Bea, A., Campos, L.F., Carrascal, L.M., Castián, E., Crespo-Pérez, T., Gaiñarain, J.A., Galarza, A., García-Tejedor, E., Mendiola, I., Ocio, G., & Zuberogoitia, I. (1998) *Vertebrados Continentales. Situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco Eusko Jaurlaritzza, Gasteiz*.

Arlettaz, R., Lugon, A., Sierro, A., & Desfayes, M. (1997) Les chauves-souris du Valais (Suisse): statut, zoogéographie et écologie. *Le Rhinolophe*, 12, 1-59.

Baagøe, H.J. (2001) *Danish bats (Mammalia: Chiroptera): Atlas and analysis of distribution, occurrence and abundance*. *Steenstrupia*, 26, 1-117.

Balcells, E. (1961) Murciélagos del Norte Central Español. *Bol. "Sancho el Sabio"*, 5, 127-153.

Balcells, E. (1968) Nuevas citas de murciélagos y nictéridos del país vasco-cantábrico. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección Biológica*, 66, 17-38.

Barataud, M. (1996) *The World of Bats* Sittelle Publishers, Grenoble.

Barrat, E.M., Bruford, M.W., Burland, T.M., Jones, G., Racey, P.A., & Wayne, R.K. (1995) Characterization of mitochondrial DNA variability between the microchiropteran genus *Pipistrellus*: approaches and applications. *Symp. Zool. Soc. Lond.*, 67, 377-386.

Barrat, E.M., Deaville, R., Burland, T.M., Bruford, M.W., Jones, G., Racey, P.A., & Wayne, R.K. (1997) DNA answers the call of pipistrelle bat species. *Nature*, 387, 138-139.

Beck, A. (1995) Fecal analyses of European bat species. *Myotis*, 32-33, 109-119.

Benzal, J., Paz, O.D., & Fernández, R. (1988). *Inventario de los refugios importantes para los quirópteros de España*, Rep. No. Informe inédito. ICONA.

Blanco, J.C. (1998) *Mamíferos de España* Editorial Planeta, Barcelona.

Blanco, J.C. & González, J.L. (1992) *Libro rojo de los vertebrados de España* ICONA. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Madrid.

Blandford, P.R.S. (1987) Biology of the polecat *Mustela putorius*: a literature review. *Mammal Rev.*, 17, 155-198.

Bogdanowicz, W. (1999). *Myotis nattereri* (Kuhl, 1817). In *The Atlas of European Mammals* (ed A.J. Mitchell-Jones, Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M.,

Thissen, J.B.M., Vohralík, V. & Zima, J.), pp. 118-119. T & AD Poyser LTD, London.

Bogdanowicz, W. (1999b). *Plecotus austriacus* (J.B. Fischer, 1829). In The Atlas of European Mammals (ed A.J. Mitchell-Jones, Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V. & Zima, J.), pp. 110-111. T & AD Poyser LTD, London.

Brosset, A., Barbe, L., Beaucournu, J.-C., Faugier, C., Salvayre, H., & Tupinier, Y. (1988) La raréfaction du rhinolophe euryale (*Rhinolophus euryale* Blasius) en France. Recherche d'une explication. *Mammalia*, 52, 101-122.

Brosset, A. & Caubere, B. (1959) Contribution a l'étude écologique des chiroptères de l'ouest de la France et du Bassin Parisien. *Mammalia*, 23, 180-238.

Camby, A. (1990) Le vison d'Europe (*Mustela lutreola* Linnaeus, 1761) Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères, Les Matelles, France.

Carol, A., Samarra, F.J., & Balcells, E. (1983) Revisión faunística de los murciélagos del Pirineo oriental y Catalunya. *Monografías del Instituto de Estudios Pirenaicos*, 112, 1-106.

Castién, E. & Mendiola, I. (1985). Mamíferos. In *Euskal Autonomi Elkarteko ornodunak*, pp. 406. Eusko Jaurlaritz, Vitoria-Gasteiz.

Catto, C.M.C.H., A.M. (1999). *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774). In The Atlas of European Mammals (ed A.J. Mitchell-Jones, Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V. & Zima, J.), pp. 142-143. T & AD Poyser LTD, London.

Cervený, J. (1999). *Myotis emarginatus* (E. Geoffroy, 1806). In The Atlas of European Mammals (ed A.J. Mitchell-Jones, Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V. & Zima, J.), pp. 112-113. T & AD Poyser LTD, London.

Clevenger, A.P. (1994) Habitat characteristics of Eurasian pine martens *Martes martes* in an insular Mediterranean environment. *Ecography*, 17, 257-263.

Corbet, G.B. & Harris, S. (1991). Bats: Order Chiroptera. In *The Handbook of British Mammals* (eds G.B. Corbet & S. Harris), pp. 81-145. The Mammal Society by Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Dulic, B. (1963) Etude écologique des chauves-souris cavernicoles de la Croatie Occidentale (Yougoslavie). *Mammalia*, 27, 385-436.

Dunstone, N. (1993) *The mink* T & AD Poyser Ltd., London.

Duvergé, P.L. & Jones, G. (1994) Greater Horseshoe Bats - Activity, foraging behaviour and habitat use. *British Wildlife*, 6, 69-72.

Entwistle, A.C. (1994) The roost ecology of the brown long-eared bat *Plecotus auritus*. Ph.D. thesis, University of Aberdeen.

Entwistle, A.C. (1999). *Plecotus auritus* (Linnaeus, 1758). In The Atlas of European Mammals (ed A.J. Mitchell-Jones, Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V. & Zima, J.), pp. 148-149. T & AD Poyser LTD, London.

Entwistle, A.C., Racey, P.A., & Speakman, J.R. (1996) Habitat exploitation by a gleaning bat, *Plecotus auritus*. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 351, 921-931.

Finnemore, M. & Richardson, P.W. (1987). Catching bats. In *The bat worker's manual*. (ed A.J. Mitchell-Jones). Nature Conservancy Council, London.

Galán, C. (1997) Fauna de Quirópteros del País Vasco. *Munibe*, 49, 77-100.

Genovesi, P., Secchi, M., & Boitani, L. (1996) Diet of stone martens: an example of ecological flexibility. *Journal of Zoology*, London, 238, 545-555.

Gerell, R. (1970) Home ranges and movements of the mink *Mustela vison* Schreber in southern Sweden. *Oikos*, 21, 160-173.

González-Alvarez, F. (1991). Revisión del estado de conservación y protección de los quirópteros en España (Península y Baleares). In Los murciélagos de España y Portugal. (ed J. Benzal, & Paz O. De), pp. 141-162, Madrid.

González-Alvarez, F. & Rodríguez-Muñoz, R. (1995) Distribution of bats in Asturias (Northern Spain). *Myotis*, 32-33, 163-181.

Guillén, A., Ibáñez, C., Pérez, J.L., Hernández, L., & González, M.J. (1991). Efecto de los biocidas en las poblaciones de murciélagos. In Los murciélagos de España y Portugal. (ed j. Benzal, & Paz, O. De), pp. 211-234, Madrid.

Hutson, A.M. (1993) Action Plan for the Conservation of Bats in the United Kingdom., The Bat Conservation Trust edn., London.

Hutson, A.M. (2000). Final version of the Action Plan for the Conservation of the Greater Horseshoe bat (*Rhinolophus ferrumequinum*)., Rep. No. (2000)5. 20th meeting of the Standing Committee of the Bern Convention, Strasbourg.

Ibáñez, C. (1998). Los Quirópteros. In Mamíferos de España (ed J.C. Blanco), Vol. I, pp. 114-218. Editorial Planeta S.A., Barcelona.

Ibáñez, C. (1999). *Rhinolophus euryale* Blasius, 1853. In The Atlas of European Mammals (ed A.J. Mitchell-Jones, Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V. & Zima, J.), pp. 92-93. T & AD Poyser LTD, London.

Jones, G. (1999). *Pipistrellus pipistrellus* (Schreber, 1774). In The Atlas of European Mammals (ed A.J. Mitchell-Jones, Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V. & Zima, J.), pp. 126-127. T & AD Poyser LTD, London.

Jones, G. & van Parijs, S.M. (1993) Bimodal echolocation in pipistrelle bats: are cryptic species present? Proceedings- Royal Society of London. Biological sciences, 251, 119-125.

Jong, J.D. (1994) Distribution patterns and habitat use by bats in relation to landscape heterogeneity, and consequences for conservation. Doctoral Dissertation, Swedish University of Agricultural Sciences.

Kenward, R. (1987) Wildlife radio tagging. Equipment, field techniques and data analysis Academic press.

Kokurewicz, T. (1995) Increased population of Daubenton's bat (*Myotis daubentonii*, Kuhl, 1819)(Chiroptera: Vespertilionidae) in Poland. *Myotis*, 32-33, 155-161.

Kowalski, K. & Ruprecht, A.L. (1981). Order: Bats-Chiroptera. In Keys to Vertebrate of Poland Mammals. (ed Z. Pucek), pp. 101-154. PWN-Polish Scientific Publishers, Varsovia.

Kruuk, H. (1995) Wild otters. Predation and populations Oxford Univesity Press, Oxford.

Kuenzi, A.J. & Morrison, M.L. (1998) Detection of bats by mist nets and ultrasonic sensors. *Wildlife Society Bulletin*, 26, 307-311.

Kunz, T.H. (1982) Ecology of bats.

Kunz, T.H. (1990a) Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats., Kunz, T.H. edn. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. London.

Kunz, T.H. & Kurta, A. (1990). Capture Methods and Holding Devices. In Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats (ed T.H. Kunz), pp. 1- 29. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. London.

Kunz, T.H. & Racey, P.A. (1998) Bat Biology and Conservation, Kunz, T.H.

Racey, P.A. edn. Smithsonian Institution Press, London and Washington.

Larivière, S. & Pasitschniak-Arts, M. (1996) Mammalian species: *Vulpes vulpes*, pp. 1-11. Ameican Society of Mammalogists.

- Limpens, H.J.G.A. (1993) Bat-detectors in a detailed bat survey: a method. In Proceedings of the first European Bat Detectors Workshop (ed K. Kapteyn), pp. 79-90. Netherlands Bat Research Foundation, Gorssel, The Netherlands.
- Lodé, T. (1995) Activity pattern of polecats *Mustela putorius* L. in relation to food habits and prey activity. *Ethology*, 100, 295-308.
- Makin, D. (1989). The status of bats in Israel. In European Bat Research 1987 (eds V. Hanak, I. Horacek & J. Gaisler), pp. 403-408. Charles University Press, Praha.
- Manly, F.J., McDonald, L., & Thomas, D.L. (1993) Resource selection by animals, 1. edn. Chapman & Hall, London.
- Masson, D. (1990) La sortie crépusculaire du gîte diurne chez *Rhinolophus euryale* (Chiroptera, Rhinolophidae). *Vie Milieu*, 4, 201-206.
- Masson, D. (1999) Histoire naturelle d'une colonie de parturition de Rhinolophe euryale, *Rhinolophus euryale*, (Chiroptera) du sud-ouest de la France. *Arvicola*, 11, 41-50.
- Masson, D. & Sagot, F. (1985) Groupe de travail Chiropteres: Synthèse des observations réalisées entre Mars 1984 et Février 1985. *Lutreola*, 2, 13-36.
- Masson, D. & Sagot, F. (1987) Contribution à l'étude des chauves-souris du Sud-Ouest de la France. II. Biométrie alaire de *Myotis nattereri* et *Pipistrellus pipistrellus*. *Lutreola*, 3, 11-20.
- Mitchell-Jones, A.J. (1987) The Bat Worker's Manual.
- Mitchell-Jones, A., Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V., & Zima, J. (1999) The Atlas of European mammals, 1st edn. T. & A.D. Poyser, London.
- Mitchell-Jones, A.J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V. & Zima, J. (1999) The Atlas of European Mammals T & AD Poyser Ltd, London.
- Neuweiler, G. (2000) The Biology of Bats Oxford University Press Inc., New York.
- O'Farrell, M.J. & Gannon, W.L. (1999) A comparison of acoustic versus capture techniques for the inventory of bats. *Journal of Mammalogy*, 80, 24-30.
- Ozolins, J. & Pilats, V. (1995) Distribution and status of small and medium-sized carnivores in Latvia. *Ann. Zool. Fennici*, 32, 21-29.
- Palazón, S., Rúa-Olmo, J., & Ceña, J.C. (1997). El visón europeo (*Mustela lutreola*) en España. In El visón europeo (*Mustela lutreola*) y el visón americano (*Mustela vison*) en España (eds S. Palazón & J. Rúa-Olmo), pp. 3-77. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.
- Palmeirim, J. & Rodrigues, L. (1995) Dispersal and philopatry in colonial animals: the case of *Miniopterus schreibersii*. *Symp. zool. Soc. Lond.*, 67, 219-231.
- Palmeirim, J.M. & Rodrigues, L. (1992) Plano Nacional de Conservação dos Morcegos Cavernícolas. *Estudos de Biología e Conservação da Natureza*, 8, 1-165.
- Palomares, F. & Delibes, M. (1993) Ecología de una población de ginetas en Doñana. *Quercus*, Mayo, 6-11.
- Palomares, F. & Delibes, M. (1994) Spatio-temporal ecology and behavior of the European genets in southwestern Spain. *Journal of Mammalogy*, 75, 714-724.
- Paz, O.D., Benzal, J., & Fernández, R. (1990) Criterios de valoración de refugios para murciélagos: aplicación al inventario nacional. *Ecología*, 4, 191-206.
- Racey, P.A. (1998). Conservation Ecology of European Bats. In Bat Biology and Conservation (eds T.H. Kunz & P.A. Racey), pp. 249-260. Smithsonian Institution Press Inc., London.

- Ransome, R.D. (1990) *The Natural History of Hibernating Bats.*, London.
- Ransome, R.D. (1991). Greater horseshoe bat, *Rhinolophus ferrumequinum*. In *The Handbook of British Mammals* (ed G.B.C.S. Harris), pp. 88-94. Blackwell Scientific Publications, London.
- Ransome, R.D. (1999). *Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774). In *The Atlas of European Mammals* (ed A.J. Mitchell-Jones, Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V. & Zima, J.), pp. 94-95. T & AD Poyser LTD, London.
- Rodrigues, L. (1999). *Miniopterus schreibersii* (Kuhl, 1817). In *The Atlas of European Mammals* (ed A.J. Mitchell-Jones, Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V. & Zima, J.), pp. 154-155. T & AD Poyser LTD, London.
- Rodrigues, L. & Palmeirim, J.M. (1994) An Infrared Video System to Count and Identify Emerging Bats. *Bat Research News*, 35, 77-79.
- Romero, P. (1990) *Quiropteros de Andalucía y Marruecos.*
- Roué, S.Y. & Barataud, M. (1999) Habitats et activité de chasse des chiroptères menacés en Europe: synthèse des connaissances actuelles en vue d'une gestion conservatrice. *Le Rhinolophe*, Vol. Spec. 2, 1-136.
- Rydell, J., Bushby, A., Cosgrove, C.C., & Racey, P.A. (1994) Habitat use by bats along rivers in North East Scotland., 417-424.
- Saint-Girons, M.C. (1973) *Les Mammifères de France et du Benelux* Doin éditeurs, Paris.
- Schober, W. & Grimberger, E. (1987) *Bats of Britain and Europe.*, London.
- Schofield, H.W. (1996) The ecology and conservation biology of *Rhinolophus hipposideros*, the lesser horseshoe bat. Ph. D., University of Aberdeen, Scotland.
- Schofield, H.W. (1999). *Rhinolophus hipposideros* (Bechstein, 1800). In *The Atlas of European Mammals* (ed A.J. Mitchell-Jones, Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V. & Zima, J.), pp. 96-97. T & AD Poyser LTD, London.
- Seiler, A., Lindström, E., & Stenström, D. (1995) Badger abundance and activity in relation to fragmentation of foraging biotopes. *Ann. Zool. Fennici*, 32, 37-45.
- Sidorovich, V. (2000). The on-going decline of riparian mustelids (European mink, *Mustela lutreola*, polecat, *Mustela putorius*, and stoat, *Mustela erminea*) in eastern Europe: a review of the results to date and an hypothesis. In *Mustelids in a modern world. Management and conservation aspects of small carnivore: human interactions* (ed H.I. Griffiths), pp. 295-319. Backhuys Publishers, Leiden.
- Sidorovich, V.E., Savchenko, V.V., & Bundy, V. (1995) Some data about the European mink *Mustela lutreola* distribution in the Lovat River Basin in Russia and Belarus: Current status and retrospective analysis. *Small Carnivore Conservation*, 12, 14-18.
- Sierro, A. (1999) Habitat selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*) in the Swiss Alps (Valais). *J. Zool., Lond.*, 248, 429-432.
- Stebbing, R.E. (1988) *Conservation of European Bats.* Christopher Helm, London.
- Stebbing, R.E. & Arnold, H.R. (1989). Preliminary observations of 20th Century changes in distribution and status of *Rhinolophus ferrumequinum* in Britain. In *European Bat Research 1987* (eds V. Hanak, I. Horacek & J. Gaisler), pp. 559-563. Charles University Press, Praha.
- Stebbing, R.E. & Griffith, F. (1986) *Distribution and status of Bats in Europe.*, Huntingdon.
- Stutz, H.-P.B. (1999). *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797). In *The Atlas of European Mammals* (ed A.J. Mitchell-Jones, Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V. & Zima, J.), pp. 114-115. T & AD Poyser LTD, London.
- Swift, S.M. & Racey, P.A. (1983) Resource partitioning in two species of vespertilionid bats (Chiroptera) occupying the same roost. *J. Zool. Lond.*, 200, 249-259.

- Taake, K.H. (1993) Zur Nahrungsökologie waldbewohnender Fledermäuse (Chiroptera: Vespertilionidae)-ein Nachtrag. *Myotis*, 31, 163-164.
- Thomas, D.W. & La Val, R.K. (1990). Survey and Census Methods. In *Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats* (ed T.H. Kunz), pp. 77-89. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. London.
- Thomas, D.W. & Stephen, S.W. (1989) Sampling Methods for Bats, pp. 1-20. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, Oregon, United States.
- Torres, J.J. & Zuberogoitia, I. (1997) Distribución de los mesocarnívoros en el río Ebro a su paso por La Rioja. *Aegypius*, 14, 31-34.
- Vernier, E.B., W. (1999). *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1817). In *The Atlas of European Mammals* (ed A.J. Mitchell-Jones, Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V. & Zima, J.), pp. 120-121. T & AD Poyser LTD, London.
- Walsh, A.L. & Harris, S. (1996a) Foraging habitat preferences of vespertilionid bats in Britain. *Journal of Applied Ecology*, 33, 508-518.
- Walsh, A.L. & Harris, S. (1996b) Factors determining the abundance of vespertilionid bats in Britain: geographical, land class and local habitat relationships. *Journal of Applied Ecology*, 33, 519-529.
- Weber, J.M. & Meia, J.S. (1996) Habitat use by the red fox *Vulpes vulpes* in a mountainous area. *Ethology, ecology & evolution*, 8, 223-232.
- White, G.C. & Garrot, R.A. (1990) Analysis of wildlife radio-tracking data, 1 edn. Academic Press, London.
- Youngman, P.M. (1982) Distribution and systematics of the European Mink *Mustela lutreola* Linnaeus 1761. *Acta Zoologica Fennica*, 166, 1-48.
- Zielinski, W.J. & Kucera, T.E. (1996) American marten, fisher, lynx, and wolverine: Survey methods for their detection Pacific Southwest Research Station, Forest Service, United States Department of Agriculture, Albany.
- Zuberogoitia, I., Torres, J.J., Campos, L.F., Campos, M.A., Onrubia, A., & Saenz de Buruaga, M. (1999) Situación de los carnívoros en el Parque Natural de Urkiola. *Sustrai*, 54-55, 35-39.
- Zuberogoitia, I., Torres, J.J., Zabala, J., & Campos, L.F. (2001) Carnívoros de Bizkaia BBK, Bilbo.



8. PUBLICACIONES DERIVADAS DEL ESTUDIO

6.1. Publicación nº 1 en prensa en Acta Theriologica.

Título: Home range of European mink (*Mustela lutreola*) in Southwestern Europe

Autores: I. Garin, I. Zuberogoitia, J. Zabala, J. Aihartza, A. P. Clevenger and A. Rallo

6.2. Publicación nº 2 en revisión en Acta Theriologica.

Título: Activity pattern of European mink (*Mustela lutreola*) in Southwestern Europe

Autores: I. Garin, J. Aihartza, I. Zuberogoitia and J. Zabala

6.3. Publicación nº 3 en revisión en Mammalian Biology

Título: Habitat selection bay the Mediterranean horseshoe bat (*Rhinolophus euryale*) in the Basque Country (Southwestern Europe).

Autores: Aihartza, J. R., Garin, I., Goiti, U., Zabala, J. and Zuberogoitia, I.

6.4. Publicación nº 4 en revisión en Small Carnivore Conservation

Título: Small carnivores trappability: seasonal changes and mortality. A case study of European mink *Mustela lutreola* and spotted genet *Genetta genetta*.

Autores: J. Zabala, I. Zuberogoitia, I. Garin & J. Aihartza.

6.5. Publicación nº5 en revisión en Italian Journal of Zoology

Título: Habitat selection and diet of badgers (*Meles meles*) in Biscay (Northern Iberian Peninsula)

Autores: J. Zabala, I. Garin, I. Zuberogoitia & J. Aihartza

6.1. Publicación nº 1 en prensa en Acta Theriologica.

Home range of European mink *Mustela lutreola* in Southwestern Europe

Inazio GARIN, Iñigo ZUBEROGOITIA, Jabi ZABALA, Joxerra AIHARTZA, Anthony P. CLEVENGER and Ana RALLO

SUMMARY

We radiotracked 7 European mink *Mustela lutreola*, 5 males and two females, investigating the distribution, size and temporal changes of their home range in an area of Southwestern Europe where American mink *M. vison* were not established. Sizes of the ranges varied from 11 to 17 km of watercourse in males and were 0.6 and 3.6 km in females. Home range sizes of males were larger than those found in previous studies. Most captured females (either radiotracked or not) were found within the home range of surveyed males. Males occupied adjoining river sections with low overlapping, suggesting an intrasexually exclusive spacing pattern for males. They used monthly new river stretches, mainly along tributaries, and meanwhile they showed a steady use of their stem river section. Resting sites were mainly beneath dense bramble *Rubus* sp patches located in the river bank.

Zoología eta AZD Saila, UPV/EHU, 644 PK, E-48080 Bilbo, Basque Country. E-mail: zopgaati@lg.ehu.es (IG, IZ, JZ, JA, AR); Faculty of Environmental Design, University of Calgary, 2500 University Drive, N.W., Calgary, Alberta T2N 1N4, Canada (APC).

KEYWORDS: spatial organisation, semi-aquatic carnivore, radiotracking, home range, European mink.

SUGGESTED RUNNING HEADLINE: Home range of European mink in Southwestern Europe

INTRODUCTION

The endemic European mink *Mustela lutreola*, Linnaeus, 1761 is the smallest species of the semi-aquatic carnivore guild in Europe. Its populations have decreased for last centuries and although no single factor could be identified as responsible for that decline (Maran and Henttonen 1995, Sidorovich *et al.* 1995), recent studies suggest that at present the introduced American mink *Mustela vison* may be displacing it from some areas (Maran *et al.* 1998, Sidorovich *et al.* 1999). Currently the European mink can be found in two major areas: one in the east with the larger populations in Russia and another in the Southwestern European countries near the Bay of Biscay, both separated by more than 2000 km (Youngman 1982).

It has been suggested that the size of home range in males of solitary carnivores, at least during the mating season, is mainly determined by the distribution of females, whereas that of females by the availability of food (Erlinge and Sandell 1986, Genovesi *et al.* 1997, Schmidt *et al.* 1997). In addition, males of these species would inhabit larger home ranges than females, home range of males encompassing those of several females (Lockie 1966, Dunstone 1993, Kruuk 1995, Ferreras *et al.* 1997, Genovesi *et al.* 1997). Finally, Sandell (1989) suggested that when males are territorial home range size would not change through seasons.

Surveys based on footprint and track data assumed that home range of European mink was 2.4 km in length (Danilov and Tumanov 1976 in Youngman 1982, Sidorovich *et al.* 1995). Whereas in the only radiotracking study on home range size of the species published so far, Palazón and Ruiz-Olmo (1998) found it was slightly larger than 6 km. However, since they could only survey a small number of individuals for more than a week, home ranges were probably underestimated. Comparatively, the home range size of other semi-aquatic carnivores of Europe is 20-40 km in the Eurasian river otter *Lutra lutra* (Green *et al.* 1984, Kruuk 1995) and 1-6 km in the American mink (Gerell 1970, Birks and Linn 1982).

Few is known on habitat requirements and spatial pattern of European mink. That knowledge (1) would allow to determine the carrying capacity of similar areas for the species and (2) offers the framework for eventual studies on its habitat use. In this study we described the seasonal home range

pattern of European mink in an area of the Southwestern population where American mink are not established yet. Our aims were to determine the home range size of European mink, to assess the changes of home range through seasons, and finally, to establish their spatial arrangement.

STUDY AREA

This study was conducted in the Urdaibai Biosphere Reserve (UBR) Basque Country, Southwestern Europe (Fig. 1). It is a hilly 230 km² area that encompasses the catchment of river Oka. Altitude range is 0-900m, and climate typically oceanic, January and July mean temperatures being 6°C and 18°C respectively and average annual rainfall is 1400 mm. Major landscape units are forest (54% of the land surface), mainly plantations of exotic species (Monterey pine *Pinus radiata* and eucalyptus *Eucalyptus globulus*) and holm oak *Quercus ilex* woodlands, meadows and cultivated fields (29%), estuarine mudflats and saltmarshes (5%) and urban areas (5%) (Arrieta *et al.* 1993, Aldai and Ormaetxea 1998). The human population of ca. 44,000 is mainly clustered in the towns of Gernika and Bermeo, both having a population of 18,000. The Oka and tributaries show low pollution levels, except near the main towns, where levels of nutrients and heavy metals are high (Rodríguez and Cid 1995).

MATERIAL AND METHODS

Animals were live-trapped in single entry cage traps (25 x 25 x 45 cm). Three trapping sessions were carried out in streams: 877 trap-nights from February to March 1999, 621 trap-nights in September 1999 and 111 trap-nights in January 2000. After immobilisation with 0.8 mg of Zooletil (Virbac. Carros, France) per 100 g of animal weight, we collared them with radiotransmitters (Biotrack. Dorset, UK).

We trapped a total of 10 mink. Five adult males and two adult females were caught in February. One of the females, noticeably pregnant, was released without transmitter. Two adult male mink were caught in September, one of them previously captured and surveyed and two adult females in January 2000. No other stream-dwelling mustelid but European mink was caught. Tagged individuals and tracking periods are summarised in Table 1. Two individuals were not considered for analysis: M4, which was found dead during a blizzard three days after capture, and female F3, found dead at release site few days later.

A hand-held 3-element Yagi antenna and TRX-1000S receiver (Wildlife Materials Inc. Carbondale, USA) were deployed usually on foot. Radiotracking was carried out weekly. By one hand, full night surveys were performed, lasting from 3-4 hours before dusk to 1-2 hours after dawn and recording a minimum of one location every hour. Additionally, we gathered several daylight radiolocations in a non-systematic basis. Fixes were achieved by homing-in and located in a map to the nearest 100 m. Animals were classed as either active or inactive according to the level of variations in radio signal strength (Kenward 1987). Distance measurements were made after transferring the locations into a Geographic Information System (Esri, 1996).

As minks are usually associated with streams (Yougman 1982) two-dimensional home range estimators would overestimate it (White and Garrot 1990). Hence, the home range was calculated as meters of waterway used by mink. This home range estimation procedure has not a statistical basis, and thus, over the sampling schedule used, the estimate is unlikely to be affected by time-dependent data. However, to avoid inflation of sample size with locations that contributed little or no additional information (White and Garrot 1990), we performed time-independence analysis for consecutive nighttime radio fixes through the Schoener's index, as suggested by Swihart and Slade (1985, 1986). The minimum time interval between independent night fixes was 2 h. Therefore, only consecutive fixes separated by more than 2 h were considered. Among successive inactive fixes only one location was picked up for analysis.

RESULTS

Males

Males occupied adjoining home ranges which covered most of the length of the main rivers in the UBR (Fig. 1).

Male home ranges spanned from 11.1 to 16.7 km (mean=12.7 km, n=5). They covered from rivers 5-10 m wide to streams less than 1m in width, and also nearby marshes. Length of stem river, defined as the river of higher order that provides direct access to watercourses of lower order, ranged from 2.5 to 11 km (mean=6.0 km, n=5; Table 1). Interindividual variation in home range size were not significantly related with the number of locations or the number of survey days (Spearman Rank test: $r_s=0.6$, $p=0.23$ for both).

Mean monthly home range size was 6 km (SD=2.3 km, n=24) and it was significantly different between individuals (Kruskall-Wallis test: $H=9.5$, $df=4$, $p<0.05$) (Fig. 2). No significant correlation was found between the monthly home range size and the number of locations or the number of survey days per month ($r_s<0.36$, $p>0.07$ for both).

No encounters were recorded between radiocollared individuals. In two out of 20 direct sightings, radiotracked males were accompanied by an untagged mink, although we could determine neither its sex nor its status. Coetaneous males with adjoining home ranges overlapped in two cases out of 5, the extent of overlap being 3-10% of their home ranges (Fig. 1).

From September 1999 to January 2000 M6 occupied almost the same river stretch as M2 did during February-April 1999. In fact, their overall home ranges were coincident for as much as 84% and 85%, exploiting almost the same main stream length (Table 1). In the other hand, despite the intensive trapping effort made in September 1999 within the former home range of M2 (near 500 trap nights), no mink but M6 was caught there (captured 3 times at different sites).

We recorded periodically radiolocations on the extreme ends of the stem river section. Meanwhile, almost every month males entered river stretches that were not previously used (Fig. 2). From the 3rd month of survey 93% (range 70-100%, n=5) of the length of these new stretches were along tributaries of the stem river. In overall, the tributaries encompassed the 38% (SD=24.0%, n=27) of the monthly home ranges and use of some tributaries changed seasonally.

Females

All captured females but F1 were caught within the home range of tracked males (Fig. 1). F1 ranged along 3.6 km of a small stream and nearby marshes, and F2 used only 0.6 km along a stem river.

Resting sites

We found 144 dens, most beneath dense bramble *Rubus* sp. shrub patches located in river banks (n=129), and reeds (*Phragmites australis* and *Arundo donax*) in the marsh (n=13). In most cases we could not determine if they were in burrows or on simple couches, but the signal strength suggested animals were always on the soil surface. However, female F1 often used a burrow in a reed patch during the breeding season, and exceptionally male M6 spent daytime besides an underground waste collector tube open into the bank and 5-6 m far from it, just under the pavement of an occupied dwelling. All night resting sites were used once, and daytime den use averaged 1.3 (SD=1.01, n=99) for males.

DISCUSSION

The home range size of males and female European mink differed greatly in the UBR: males used home ranges from 11 to 17 km, whereas values for females were between 0.6 and 3.6 km. In their study on European mink home range in the Southwestern area, Palazón and Ruiz-Olmo (1998) measured 6-8 km for males and 4.5 km for females. However, their tracking periods did not last beyond two months in any individual and the values for males are well within the range of sizes we calculated for a single month. This suggests that the size of their long-term male home ranges would be similar to ours. The two females surveyed in our study and the single one tracked in the work of Palazón and Ruiz-Olmo (1998) does not allow further comparison.

Although home ranges of some males overlapped, the overlapping length was small and in general, males used separate river sections. That result agrees with Sidorovich's (2000) in the Eastern range, since he did not almost observe simultaneous presence of individuals of the same sex in the same place. Sandell (1989) considered less than 10% overlap as a strong indicator of exclusivity of home ranges. Only two males were tracked within the same range (M2 and M6). But in that case, they were surveyed at different periods and despite the large trapping effort they were not captured at the same time. Thus, we believe M6 replaced M2 after the latter disappeared. The distribution of sexes at the

UBR suggests that the range of females are encompassed by that of males, although our data do not allow to determine the number of females included within the male range. The maintenance of exclusive male home ranges may be the best spatial tactic when females are dense and evenly distributed, so as male can monopolise some females and secure mating (Sandell 1989). Males at the UBR stayed rather steadily all along their stem river stretch also out of the mating season. Steadiness in exclusive ranges all the year long has been also observed in *Martes martes* (Genovesi *et al.* 1997).

The 38% of the monthly home range of males corresponded to tributaries and some of them showed a seasonal use. This space use pattern suggests a seasonal exploitation of the smaller streams accessible from a single main river section. Intensive use of areas that changed temporally has been also observed in *M. putorius* (Weber 1989a, Lodé 1993). Lodé (1996) argued that this space use pattern was related to the changing distribution of preferred food resources, both in time and space. In the other hand, the extent and timing of these excursions are rather different to the large and seasonal ones showed by transient, dispersing or juvenile individuals of other carnivore species (Woollard and Harris 1990, Kruuk 1995, Lodé 1993).

Our data suggest that male European mink have exclusive home ranges, exploiting the same main stream stretch throughout the year and periodically entering different streams accessible from there.

The European mink rarely used burrows or tree root cavities in the UBR, in contrast to other semi-aquatic carnivores, and even to European mink from other regions (Birks and Linn 1982, Melquist and Hornocker 1983, Palazón and Ruiz-Olmo 1998, Stevens *et al.* 1997). Although carnivores used commonly bramble patches as shelter, the almost exclusive use of it by European mink is striking. The mild temperatures at the study area all the yearlong may promote the use of these patches associated to their relatively low thermoregulation costs (Weber 1989b). In addition, burrowing may be energetically more demanding than simple couches, specially if many burrows have to be created over the home range. The use of bramble by this species at the UBR probably reflects a compromise between safety and extensive exploitation of home ranges.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was funded by both the Research and Environment Departments of the Basque Government through the project PU-1998-8. We thank I. Gonzalo, A. Esparza, S. Lekerika, E. Decharette and U. Goiti for field assistance. We are very grateful to A. Elozegi, T. Lodé and two anonymous referees for their helpful criticisms on the manuscript. Regional Council of Biscay provided authorization for animal handling and tagging.

REFERENCES

- Aldai P. and Ormaetxea O. 1998. [Urdaibai Biosphere Reserve: historical guidebook to human environment and landscape]. Basque Government, Gasteiz: 1-163. [In Basque]
- Arrieta I., González-Pérez E. and Landa J. 1993. [Guidelines for the use and management of the Urdaibai Biosphere Reserve]. Basque Government, Gasteiz: 1-213. [In Basque]
- Birks J. D. S. and Linn I. J. 1982. Studies of home range of the feral mink. *Symposia of the Zoological Society of London* 49: 231-257.
- Dunstone N. 1993. The mink. T&AD Poyser, London: 1-232.
- Erlinge S. and Sandell M. 1986. Seasonal changes in the social organization of male stoats, *Mustela erminea*: an effect of shifts between two decisive resources. *Oikos* 47: 57-62.
- Esri. 1996. ArcView GIS. 3.2. Redlands, California.
- Ferreras P., Beltrán J. F., Aldama J. J. and M. D. 1997. Spatial organization and land tenure system of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Journal of Zoology, London*, 243: 163-189.
- Genovesi P., Sinibaldi I. and Boitani L. 1997. Spacing patterns and territoriality of the stone marten. *Canadian Journal of Zoology* 75: 1966-1971.
- Gerell R. 1970. Home ranges and movements of the mink *Mustela vison* Schreber in southern Sweden. *Oikos* 21: 160-173.
- Green J., Green R. and Jefferies D. J. 1984. A radio-tracking survey of otters *Lutra lutra* on a Perthshire river system. *Lutra* 27: 86-145.
- Kenward R. 1987. Wildlife radio tagging. Equipment, field techniques and data analysis. Academic Press, London: 1-222.
- Kruuk H. 1995. Wild otters. Predation and populations. Oxford University Press, Oxford: 1-290.
- Lockie J. D. 1966. Territory in small carnivores. *Symposia of the Zoological Society of London* 18: 143-165.

- Lodé T. 1993. Stratégies d'utilisation de l'espace chez le putois Européen *Mustela putorius* L. dans l'ouest de la France. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)* 48: 305-322.
- Maran T. and Henttonen H. 1995. Why is the European mink (*Mustela lutreola*) disappearing? A review of the process and hypotheses. *Annales Zoologici Fennici* 34: 47-54.
- Maran T., Macdonald D. W., Kruuk H., Sidorovich V. and Rozhnov V. V. 1998. The continuing decline of the European mink *Mustela lutreola*: evidence for the intraguild aggression hypothesis. [In: *Behaviour and Ecology of Riparian Mammals*. N. Dunstone and M. L. Gorman, eds]. Cambridge University Press, Cambridge: 297-320.
- Melquist W. E. and Hornocker M. G. 1983. Ecology of rivers otters in west central Idaho. *Wildlife Monographs* 83: 1-60.
- Palazón S. and Ruíz-Olmo J. 1998. A preliminary study of behaviour of the European mink (*Mustela lutreola*), by means of radio-tracking. [In: *Behaviour and Ecology of Riparian Mammals*. N. Dunstone and M. L. Gorman, eds]. Cambridge University Press, Cambridge: 93-105.
- Rodríguez, P. and Cid, A. 1995. Ecotoxicidad de los efluentes industriales en la comarca de Urdaibai y perspectivas en el control de los vertidos. [In: *Reserva de la Biosfera de Urdaibai: Investigación básica y aplicada*. E. Angulo and I. Quincoces, eds]. Eusko Jaurlaritza, Gasteiz: 245-255.
- Sandell M. 1989. The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. [In: *Carnivore behavior, ecology and evolution*. J. L. Gittleman, ed]. Cornell University Press, Ithaca, New York: 164-182.
- Schmidt K., Jedrzejewski W. and Okarma H. 1997. Spatial organization and social relations in the Eurasian lynx population in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* 42: 289-312.
- Sidorovich V. E., Savchenko V. V. and Bundy V. 1995. Some data about the European mink *Mustela lutreola* distribution in the Lovat River Basin in Russia and Belarus: Current status and retrospective analysis. *Small Carnivore Conservation* 12: 14-18.
- Sidorovich V., Kruuk H. and Macdonald D. W. 1999. Body size, and interaction between European and American mink (*Mustela lutreola* and *M. vison*) in Eastern Europe. *Journal of Zoology, London* 248: 521-527.
- Sidorovich V. 2000. The on-going decline of riparian mustelids (European mink, *Mustela lutreola*, polecat, *Mustela putorius*, and stoat, *Mustela erminea*) in eastern Europe: a review of the results to date and an hypothesis. [In: *Mustelids in a modern world. Management and conservation aspects of small carnivore: human interactions*. H. I. Griffiths, ed]. Backhuys Publishers, Leiden: 295-319.
- Stevens R. T., Ashwood T. L. and Sleeman J. M. 1997. Fall-early winter home ranges, movements, and den use of male mink, *Mustela vison* in Eastern Tennessee. *Canadian Field-Naturalist* 111: 312-314.
- Swihart R. K. and Slade N. A. 1985. Testing for independence of observations in animal movements. *Ecology* 66: 1176-1184.
- Swihart R. K. and Slade N. A. 1986. The importance of statistical power when testing for independence in animal movements. *Ecology* 67: 255-258.
- Weber D. 1989a. Foraging in polecats (*Mustela putorius* L.) of Switzerland: The case of a specialist anuran predator. *Zietchrift für Säugetierkunde* 54: 377-392.
- Weber D. 1989b. The ecological significance of resting sites and the seasonal habitat change in polecats (*Mustela putorius*). *Journal of Zoology, London* 217: 629-638.
- White G. C. and Garrott R. A. 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press, London: 1-383.
- Woollard T. and Harris S. 1990. A behavioural comparison of dispersing and non-dispersing foxes (*Vulpes vulpes*) and a evaluation of some dispersal hypotheses. *Journal of Animal Ecology* 59: 709-722.
- Youngman P. M. 1982. Distribution and systematics of the European Mink *Mustela lutreola* Linnaeus 1761. *Acta Zoologica Fennica* 166: 1-48.

Fig. 1. Spatial distribution of home ranges of european mink in UBR. Watercourses are also shown. Encircled are the streams inhabited by the surveyed minks and the stars show location of non surveyed minks. Overlapping areas between home ranges of adjoining males are stripped. M2 and M6 occupied the same home range in different periods.

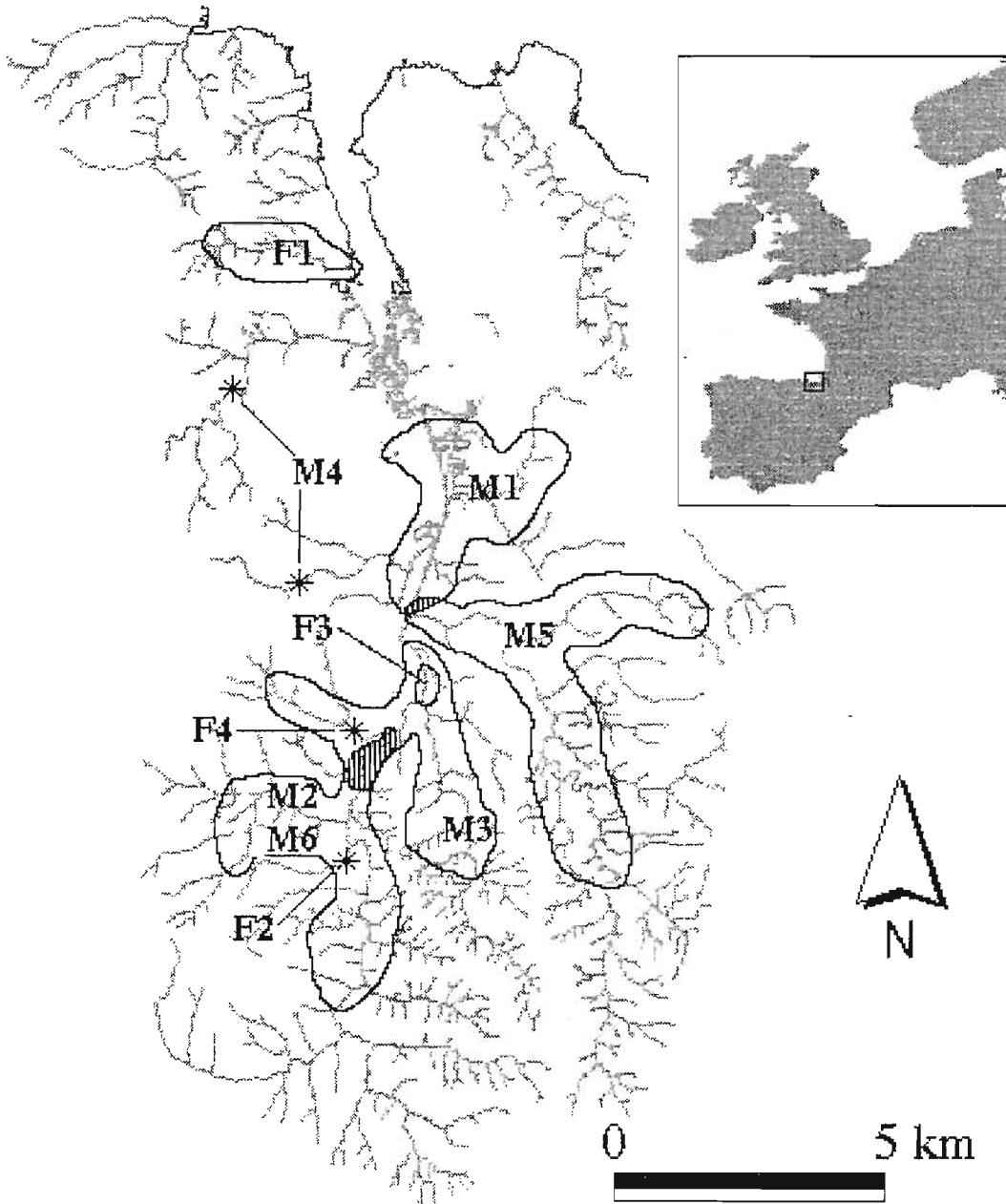
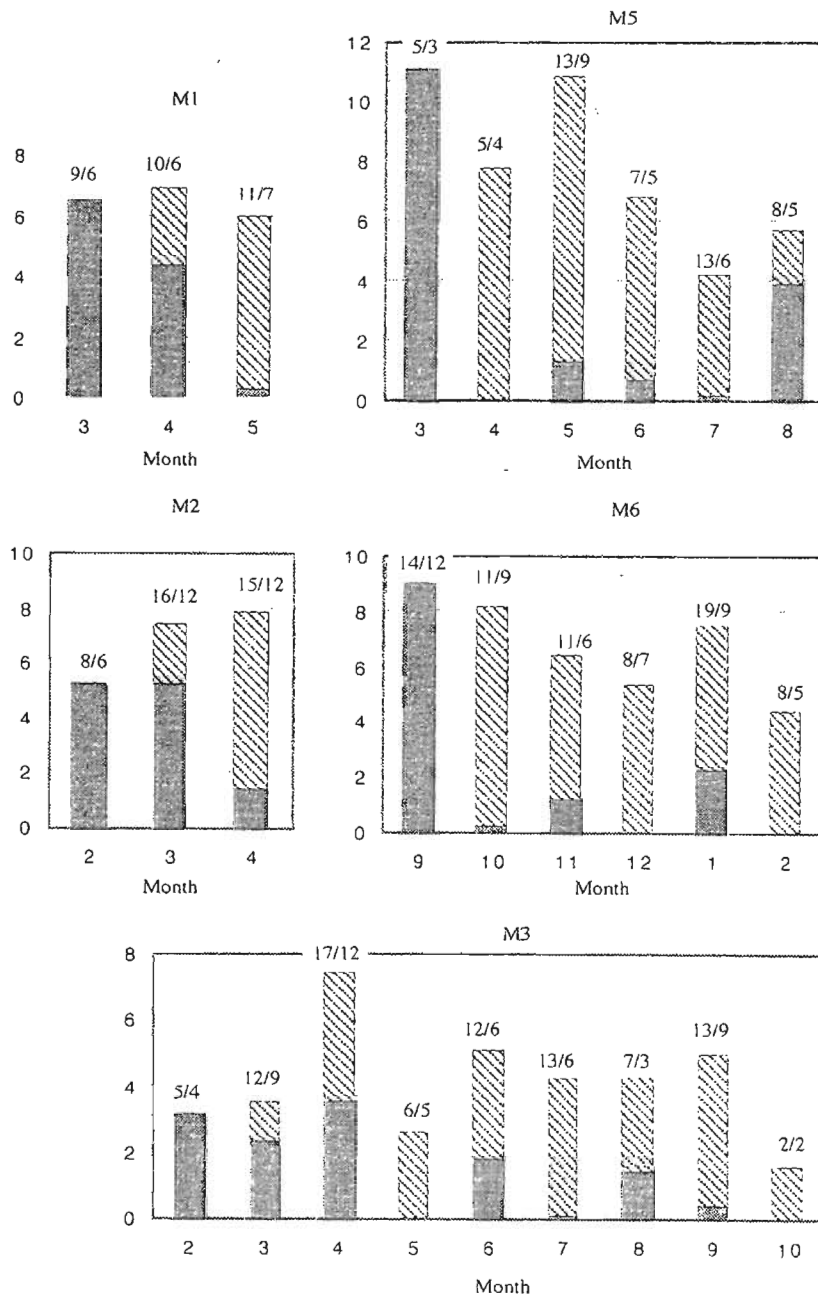


Table 1. Survey data, home range size and number of resting sites of European mink.

Mink	Sex	Survey Period	Tracked days	Locations	Home range (km)		Resting sites (no./km)	
					Total	Stem river	Daytime	Night
M1	M	March-May 1999	19	30	11.1	2.5	1.2	0.3
M2	M	February-April 1999	20	39	11.8	6.5	1.3	0.3
M3	M	February-October 1999	56	87	11.2	3.7	2.4	1.4
M5	M	March-August 1999	32	52	16.8	11.1	1.1	0.5
M6	M	September 1999-February 2000	48	71	12.7	6.5	2.0	1.0
F1	F	March-May 1999	21	27	3.6	0	1.4	0
F3	F	January-March 2000	19	24	0.6	0.3	10.3	0

Figure 2. Monthly home range size (km) of five male European mink. The grey section of the column represents the length of the stretches used by first time and the crossed section represents the length of the stretches that were reused. In column top the number of radiolocations and number of surveyed days are shown.



6.2. Publicación nº 2 en revisión en Acta Theriologica.

Activity pattern of European mink (*Mustela lutreola*) in Southwestern Europe

I. Garin*, J. Aihartza, I. Zuberogoitia, J. Zabala

Zoología eta AZD Saila, UPV/EHU, 644 PK, E-48080 Bilbo, Basque Country.

*E-mail: zopgaati@lg.ehu.es

Abstract

We studied the activity budget and the activity rhythm of European mink (*Mustela lutreola*) in an area of its western range free of American mink (*M. vison*). 5 males and 2 females were radiotracked during different time intervals and total survey lasted a year. Activity was determined by the variation of radiosignal strength. Mink were active primarily at night. The slight activity of males during daytime concentrated around the resting sites and within concealing shrub patches. Males showed higher overall and crepuscular activity during the mating season. The basic information required to assess the eventual effect of American mink on the activity pattern of European mink is lacking.

Keywords: *Mustela lutreola*, activity budget, activity rhythm, season

Introduction

Much of the knowledge on the ethology of the endangered European mink (*Mustela lutreola*) is lacking. A study carried out on captive individuals showed they were mainly nocturnal (Maran et al. 1998a), although data gathered in the field show diurnal activity also occurs (Palazón and Ruiz-Olmo 1997, Sidorovich 1997). So far, the activity pattern of European mink has not been specifically investigated.

In areas of the eastern range where European and American mink (*M. vison*) live in sympatry they interact agonistically and the former seems to be displaced (Sidorovich et al. 1999, Sidorovich 2000a). Moreover, the American species is playing a significant role in the decline of the native mink over their whole range (Maizeret et al. 1998, Maran et al. 1998a). Although some ecological issues as diet composition have been deeply studied in both species (Maran et al. 1998b, Sidorovich 1992, Sidorovich et al. 1998, Sidorovich 2000a), the effect of the American mink on the activity pattern of European mink remains unknown.

Our aim is to give a first step to assess the impact of American mink in the activity pattern of the native species in its western range. Moreover, in this range American mink is colonizing rapidly its northmost edge (Maizeret et al. 1998). Hence, the purpose of this study is to determine the activity budget and activity pattern of European mink in an area of their western range where the American mink is absent.

Material and Methods

This study was conducted in the Urdaibai Biosphere Reserve (UBR) Basque Country, Southwestern Europe, described elsewhere (Garin et al. 2001).

Animals were live-trapped in single entry cage traps (25x25x45cm). Three trapping sessions were carried out in streams: 877 trap-nights from February to March 1999, 621 trap-nights in September 1999 and 111 trap-nights in January 2000. After immobilisation with Zooletil (Virbac, Carros, France), we collared them with radiotransmitters (Biotrack, Dorset, UK).

Hand-held 3-element Yagi antennas and TRX-1000S receivers (Wildlife Materials Inc. Carbondale, USA) were usually deployed on foot. Radiolocations were gathered weekly, consisting of night surveys from before dusk until after dawn (12-14 hrs), recording at least one fix per hour, and sporadic locations during daytime. Animals were classed as either active or inactive according to the level of variation in radio signal strength (Kenward 1987). Activity was defined as the proportion of active radiofixes per hour. Fixes were achieved by homing-in and located in a map to the nearest 100 m. We considered the mating season to last from February to April (Youngman 1982, Palazón & Ruiz-Olmo 1997).

We surveyed 5 males and two females for different periods of variable duration, totalling an entire year of survey (Garin et al. 2001). We recorded 1211 activity fixes and 990 spatial locations.

Results

Annual nocturnal activity was higher ($\bar{X}=0.44 \pm SD=0.28$, $n=62$) than diurnal (0.11 ± 0.17 , $n=38$) (Mann-Whitney $U=368$, $p<0.001$). Also the seasonal activities were higher at night (Table 1, M-W $U_{\text{mating}}=39$, $U_{\text{non-mating}}=151$, $p<0.001$). Nocturnal activity of males was higher in the mating season (M-W $U=113$, $p<0.01$) while their diurnal activity was not different between seasons (M-W $U=115$, $p=0.84$).

During the mating season much of the mink night activity concentrates around midnight hours although crepuscular activity is also noticeable (Fig. 1). Out of the mating season the crepuscular activity was very low and the activity occurred steadily through the night.

Discussion

The activity level showed by European mink at the UBR was similar to other native mink populations or to the American mink (*M. vison*) and lower than polecat (*M. putorius*) or the American river otter (*Lontra canadensis*) (Gerell 1969, Melquist and Hornocker 1983, Dunstone 1993, Lodé 1995, Palazón and Ruiz-Olmo 1998).

European mink were principally active at night, in accordance with patterns of other semi-aquatic mustelids such as American mink (with only 25% of the active records at daytime) and Eurasian otters (*L. lutra*) (Gerell 1969, Birks and Linn 1982, Kruuk 1995). However, diurnal activity of European mink was also remarkable at UBR, mainly during spring (*pers. obs.*). Similarly, Palazón and Ruiz-Olmo (1998) reported diurnal activity of the European mink in that season, and Sidorovich (1997) also found activity at daytime. Lodé (1995) related the higher diurnal activity of polecats to the increasing contact probability with anurans at daytime. On the same way, the presence of the diurnal amphibians (such as *Rana perezi*) at the UBR, which mates from the beginning of the spring (Álvarez et al. 1989) may promote the diurnal activity of mink. Nevertheless, all the active locations of males during daytime were close to the resting site, which are concealed beneath bramble (*Rubus* sp.) patches (Garin et al. 2001). Palazón and Ruiz-Olmo (1997) also observed that diurnal activity of European mink was restricted to the immediacy of dens. European mink may hunt safely inside those dense shrub patches at daytime, although their extension would limit the time allocated to that activity.

Nor the European mink and neither their American counterpart show a species-specialized diet, changing opportunistically according to season or habitat (Sidorovich 2000a, Sidorovich et al. 1998). In the eastern range the appearance of the American species drives the native mink to the smaller watercourses where they face a different prey availability (Sidorovich 2000b). A change in the activity pattern of the European mink is expected, as predators synchronize to the particular circadian rhythms of their preys (Zielinski et al. 1983). A trend toward more diurnality in the European mink due to a change in prey availability would expose the native species to new threats, specially those related with human activities. The reliability of such a change remains unknown as basic research on the feeding ecology of both mink is still lacking in the western range.

Males at the UBR were more active during the mating season. The males of American mink and polecats also show larger activity periods and movements at this season (Gerell 1970, Weber 1989, Dunstone 1993, Lodé 1999). This behaviour is probably related with the search for females and the investigation of their reproductive status. In that season the activity decreased after midnight and again recovered at dawn as in other European mink populations (Palazón and Ruiz-Olmo 1997, Sidorovich 1997). Climate, prey availability, predatory risk or photoperiod are known to affect the activity pattern of small carnivores (Zielinski 1988, Lodé 1999) and probably they are also promoting the contrasting pattern observed between the mating season and the rest of the year in the UBR.

This study was funded by the Basque Government through the project PU-1998-8. I. Gonzalo, A. Esparza, S. Lekerika, E. Decharette and U. Goiti assisted several times in field work. We are grateful to T. Lodé for reviewing an early draft of this paper. Regional Council of Biscay provided authorization for animal handling and tagging.

References

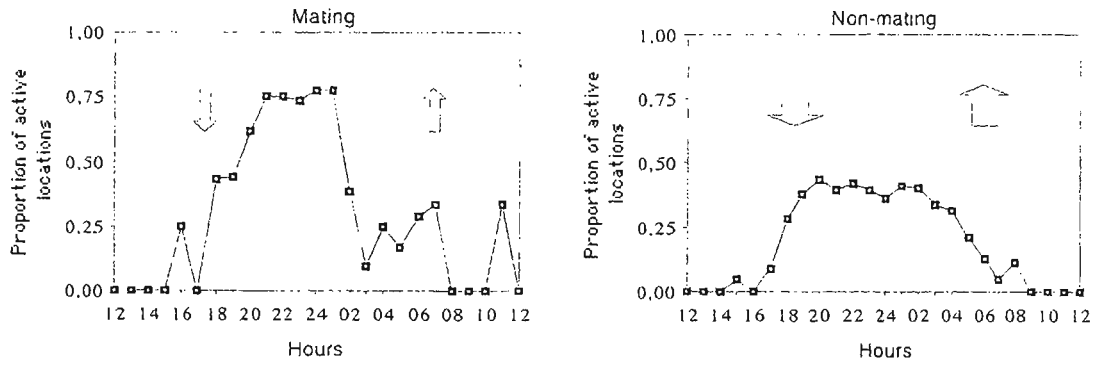
- Álvarez J., Bea A., Faus J. M., Castien E., Mendiola I., Etxenike E. and Flores A. M. 1989. Vertebrates of the Basque Country [in Basque]. Eusko Jaurlaritza, Gasteiz, Basque Country.
- Birks J. D. S. and Linn I. J. 1982. Studies of home range of the feral mink, *Mustela vison*. Symposia of the Zoological Society of Lond. 49: 231-257.
- Dunstone N. 1993. The mink. T & AD Poyser, London.
- Garin I., Zuberogoitia I., Zabala J., Aihartza J., Clevenger A. and Rallo A. 2001. Home range of European mink (*Mustela lutreola*) in Southwestern Europe. *Acta Theriologica in press*:
- Gerell R. 1969. Activity patterns of the mink *Mustela vison* Schreber in southern Sweden. *Oikos* 20: 451-460.
- Gerell R. 1970. Home ranges and movements of the mink *Mustela vison* Schreber in southern Sweden. *Oikos* 21: 160-173.
- Kenward R. 1987. Wildlife radio tagging. Equipment, field techniques and data analysis. Academic Press, London.
- Kruuk H. 1995. Wild otters. Predation and populations. Oxford University Press, Oxford.
- Lodé T. 1995. Activity pattern of polecats *Mustela putorius* L. in relation to food habits and prey activity. *Ethology* 100: 295-308.
- Lodé T. 1999. Time budget as related to feeding tactics of European polecat *Mustela putorius*. *Behavioural Processes* 47: 11-18.
- Maizeret C., Migot P., Galineau H., Grisser P. and Lode T. 1998. Répartition et habitats du vison d'Europe (*Mustela lutreola*) en France. *Arvicola Actes "Amiens 97"*: 67-72.
- Maran T., Kruuk H., Macdonald D. W. and Polma M. 1998b. Diet of two species of mink in Estonia: displacement of *Mustela lutreola* by *M. vison*. *Journal of Zoology, London* 245: 218-222.
- Maran T., Macdonald D. W., Kruuk H., Sidorovich V. and Rozhnov V. V. 1998a. The continuing decline of the European mink *Mustela lutreola*: evidence for the intraguild aggression hypothesis. [In: *Behaviour and Ecology of Riparian Mammals*. N. Dunstone and M. L. Gorman, ed]. Cambridge University Press, Cambridge: 297-324.
- Melquist W. E. and Hornocker M. G. 1983. Ecology of rivers otters in west central Idaho. *Wildlife Monographs* 83: 1-60.
- Palazón S. and Ruiz-Olmo J. 1997. El visón europeo (*Mustela lutreola*) y el visón americano (*Mustela vison*) en España. Colección Técnica. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Palazón S. and Ruiz-Olmo J. 1998. A preliminary study of the behaviour of the European mink (*Mustela lutreola*) in Spain, by means of radiotracking. [In: *Behaviour and Ecology of Riparian Mammals*. N. Dunstone and M. L. Gorman, ed]. Cambridge University Press, Cambridge: 93-105.
- Sidorovich V. 2000b. The on-going decline of riparian mustelids (European mink, *Mustela lutreola*, polecat, *Mustela putorius*, and stoat, *Mustela erminea*) in eastern Europe: a review of the results to date and an hypothesis. [In: *Mustelids in a modern world. Management and conservation aspects of small carnivore: human interactions*. H. I. Griffiths, ed]. Backhuys Publishers, Leiden: 295-319.
- Sidorovich V., Kruuk H., Macdonald D. W. and Maran T. 1998. Diet of semi-aquatic carnivores in northern Belarus, with implications for population changes. [In: *Behaviour and Ecology of Riparian Mammals*. N. Dunstone and M. L. Gorman, ed]. Cambridge University Press, Cambridge: 177-189.
- Sidorovich V. E. 1992. Comparative analysis of the diets of European mink (*Mustela lutreola*), American mink (*Mustela vison*), and Polecat (*Mustela putorius*) in Byelorussia. *Small Carnivore Conservation* 6: 2-4.
- Sidorovich V. E. 1997. Mustelids in Belarus: Evolutionary ecology, demography and interspecific relationships. Zolotoy uley Publisher, Minsk.
- Sidorovich V. E. 2000a. Seasonal variation in the feeding habits of riparian mustelids in river valleys of NE Belarus. *Acta Theriologica* 45: 233-242.
- Youngman P. M. 1982. Distribution and systematics of the European Mink *Mustela lutreola* Linnaeus 1761. *Acta Zoologica Fennica* 166: 1-48.
- Zielinski W. J. 1988. The influence of daily variation in foraging cost on the activity of small carnivores. *Animal Behavior* 36: 239-249.
- Zielinski W. J., Spencer W. D. and Barret R. H. 1983. Relationship between food habits and activity patterns of pine marten. *Journal of Mammalogy* 64: 387-396.

Table 1. Proportion of time European mink were active (mean \pm SD).

	Diurnal activity		Nocturnal activity	
	Males	Females*	Males	Females*
Mating	0.13 \pm 0.21	0.27 \pm 0.21	0.62 \pm 0.19	0.44 \pm 0.32
Non mating	0.08 \pm 0.13		0.38 \pm 0.26	

* No data or small sample size out of mating season

Figure 1. Diel activity rhythms of European mink. Arrows show the onset of dusk and the end of dawn.



6.3. Publicación nº 3 en revisión en Mammalian Biology

Habitat selection by the Mediterranean Horseshoe Bat (*Rhinolophus euryale*) in the Basque Country (Southwestern Europe).

AIHARTZA, J. R., GARIN, I., GOITI, U., ZABALA, J. and ZUBEROGOITIA, I.

Dpt. Zoology and Animal Cell Dynamics. University of the Basque Country. 644 p.k., E-48080, Bilbo. Basque Country.

Keywords: *R. euryale*, habitat selection, foraging, conservation.

ABSTRACT

We have carried out a first research on habitat selection in *R. euryale* with the aim of assessing if landscape changes may be involved in the current decline of this species. During May 2000 9 bats were tagged with small radio-transmitters, in a spring colony in Urdaibai Biosphere Reserve (Basque Country). We gathered a total of 133 locations in 23 tracking nights. Every night each bat moved to an individual feeding area, travelling as far as near 10 km from the roost (). Forests were used extensively, where bats flew both along forest edges or within the canopy, performing the morpho-functional predictions for this species based on wing shape and echolocation patterns. Meadows were avoided, and pine plantations negatively selected with 25 % of radiolocations gathered in pineland. Native deciduous forests and eucalyptus plantations were selected positively. The scarcity of deciduous woodland, the intense use of exotic plantations, and the extremely large foraging radius suggest that the studied area is a suboptimal landscape for the species.

INTRODUCTION

Rhinolophus euryale is one of the most endangered bat species in Europe (IBÁÑEZ 1999; HUTSON et al. 2001). Some authors have reported the strong populations decline, for example in France or Slovakia (RYBÁR 1981 in STEBBINGS and GRIFFITH 1986; BROSSET et al. 1988). Disturbance and loss of roosts, uncontrolled ringing, intensive use of organochlorine insecticides, and transformation of natural habitats have been stressed as the most important (BENZAL et al. 1988; BROSSET et al. 1988; MAKIN 1989; PALMEIRIM and RODRIGUES 1992). Up to date, little is known about its ecology and only few works deal with its roosting requirements (BROSSET and CAUBERE 1959; DULIC 1963), activity pattern (MASSON 1990) or roosting behaviour (MASSON 1999). Recent diet analysis show that *R. euryale* feed predominantly on Lepidoptera, Diptera (mainly Tipulidae) and Neuroptera (KOSELJ and KRYSTUFEK 1999). Brosset (1988) described the landscape surrounding 83 roosts in France, but did not determine any key habitat for the species. Barataud, have combined ultrasound detectors and light tags to investigate the hunting habitat of a breeding colony, but the scarcity of data prevented him from any conclusion (in ROUÉ and BARATAUD 1999), and the requirements of the hunting grounds of *R. euryale* remain unknown.

The loss or degradation of foraging habitats are considered among the most important causes for the declining bats (see i.e. ENTWISTLE et al. 1996; RACEY 1998; SIERRO 1999). Therefore, we assess if landscape changes may be involved in the decline of *R. euryale*, carrying out a first research on its habitat selection.

MATERIAL AND METHODS

This study was conducted in the Urdaibai Biosphere Reserve (43°29'N, 2°40'W) Basque Country, Southwestern Europe (Fig. 1). It is a 230 km² area with altitude range of 0-900 m that encompasses the catchments of the river Oka. Climate is typically oceanic, January and July mean temperatures being 6°C and 18°C respectively and average annual rainfall 1400 mm. Winters are mild and there is not effective snow cover.

The landscape is hilly, rugged and patchy. Even if there are some small limestone massifs, there are not many caves in the area, and some of them were closed to protect archaeological remains. Major landscape units are forest (54% of the land surface), most of them plantations of exotic species (Monterey pine *Pinus radiata* and eucalyptus *Eucalyptus globulus*). Deciduous woods are scarce and fragmented, and holm oak *Quercus ilex* woodlands occupy limestone areas. Meadows and cultivated fields cover 29% of the area, estuarine mudflats and saltmarshes 5%, and the remaining 5% is urban area (ARRIETA et al. 1993; ALDAI and ORMAETXEA 1998). The human population of ca. 44,000 clump in the towns of Gernika and Bermeo.

On the 12th, 19th and 22th May 2000, 9 *R. euryale* (3 males and 6 females), were captured with a harp-trap at emergence of a cave in a spring colony, under licence from the Regional Council of Biscay. Captured bats were tagged with small glue-on radiotransmitters (Pip, 0.5 g, Biotrack, Dorset, UK), attached mid-dorsally with epoxy glue (PÉREZ-JORDÁ 1994). The transmitter mass did not exceed 5% of the body mass, according to the suggestions for transmitter mass (ALDRIDGE and BRIGHAM 1988). Tagged bats were released in the same place. No locations were recorded the first night to avoid possible abnormal behaviour due to stress.

Bats were located by "homing in" and triangulation methods (WHITE and GARROTT 1990). Locations were obtained both by car and on foot by four observers equipped with radio-receivers (1000-XRS, Wildlife Materials, Carbondale, USA; and FT-290R11, Andreas Wagener Telemetrieanlagen, Cologne, Germany) and hand-held 3-elements Yagi antennas. Tracking lasted from emergence until bats returned to the roost before sunrise. Time between successive locations elapsed more than 15 minutes to avoid temporal autocorrelation. Number of locations and tracking days per individual varied remarkably due to topographical constraints and premature loosening of transmitters from bats (Table 1). Animals were considered as active or inactive according to the level of variations in radio signal strength (KENWARD 1987).

Locations were transferred to a geographic information system (Arcview 3.2. ESRI. California. USA). Individual feeding areas were estimated performing the minimum convex polygon (HOOGE and EICHENLAUB 1998). A habitat category was attached to each location. Five habitats categories were defined as: meadow, pines, holm oaks, deciduous wood and eucalyptus forest. Meadows including small orchards, pastures and garden fruit trees. Deciduous woods included several small patches of mainly oaks (*Quercus robur*), but also willows (*Salix atrocinerea*) and poplars (*Populus nigra*). Eucalyptus forests are monospecific plantations. As 'Available habitat' was considered the circle of land included within a radius equal to the farthest location from the roost, and excluding the area beyond the main river, which was never crossed by any tagged animal (Fig. 1).

The independence of used and available habitat categories was tested by Pearson's Chi square ($p < 0.05$), and Bonferroni's inequality applied to test statistical significance of the selection in each category (MANLY et al. 1993). Selection level was measured by the Jacob's electivity index (E_i , MANLY et al. 1993).

RESULTS

A total of 133 locations for the nine bats (average: 14.8 locations per bat) was gathered in 23 tracking nights (average: 2.6 nights per bat) (Table 1). The radio-tagged individuals returned to the

same roost daily, and none was lost during the work. However, five bats loosened their transmitters between the 4th and 11th day of follow-up and before the battery life expired.

Each bat moved every night to an individual feeding area, travelling as far as up 10 km from the roost (Table 1). They spent until 15 minutes commuting to the most distant feeding areas. Individual feeding areas showed different sizes (average: 94.89 ha per bat; n=7) and shapes (Table 1, Fig. 1). Only individuals 071 and 269 overlapped their hunting areas (less than 10%) (Fig. 1).

Available habitat was mainly made up by meadows and pine plantations, while deciduous and holm oak woods were the scarcest (Table 2). Use of habitats did not depend on their availability ($\chi^2=276,2$; $p<0.001$; $df=4$): deciduous forests and eucalyptus plantations were selected positively whereas meadows and pine plantations negatively. Jacob's electivity index was very similar for deciduous forests and eucalyptus plantations (Table 2).

Visual contacts and short distance radiotracking showed that *R. euryale* flew both along forest edges or within the canopy, ranging from near ground level up to the highest branches, even in very cluttered environment. The foraging flight was butterfly-like, fluttering and highly manoeuvrable, and they fed hovering very close to or between branches and leaves. Individuals were observed twice resting for more than one hour perching in tree branches during the night. Only female 1103 came back (once) to the day roost during night.

DISCUSSION

R. euryale was found using different forest units. This fact is in accordance with the high proportion of forest found around their roosts (BROSSET et al. 1988). Norberg and Rayner (1986) predicted that rhinolophids are well adapted to hover within cluttered environments due to low wing loading and low aspect ratio. Besides, the structure of their echolocating calls, based on constant frequency pulses combined with a brief FM sweep at a high frequency range, allows them detecting fluttering targets in dense clutter (see i.e. SCHNITZLER and OSWALD 1983; VOGLER and NEUWEILER 1983; SCHNITZLER et al. 1985;). In *R. euryale* values of wing-span, wing loading and aspect ratio are intermediate between the larger *R. ferrumequinum*, and the smaller *R. hipposideros* (NORBERG and RAYNER 1986). On the other hand, the echolocation mean frequency of *R. euryale* is closer to the former than to the later (AHLÉN 1990). Consequently, *R. euryale* should be better adapted to foraging in cluttered environments than *R. ferrumequinum*, but not than *R. hipposideros*. Our field observations strongly support this.

The selection for deciduous woods observed in our study is analogous to the preference shown by *R. ferrumequinum* for seminatural woodland in spring, (JONES and MORTON 1992; DUVERGÉ and JONES 1994; JONES et al. 1995). A similar selection pattern was inferred for *R. hipposideros* (SCHOFIELD 1996; 1999): according to the habitats surrounding its roosts, this species selects gentle rolling countryside, where it forages as far as 2 km from the roosts in broadleaf and mixed woods, riparian trees and hedgerows. We could not test the importance of hedgerow for *R. euryale*, as this kind of structures are missing in our study area.

It is remarkable the strong positive selection of eucalyptus plantations and in contrast, the negative selection of pine plantations, as both of them are exotic forests, which only became common in the Basque Country in the sixties (RUIZ-URRESTARAZU 1992). These differences could be due to the continued use of diflubenzuron to control the pest moth *Thaumtopoea pytiocampa* in pine plantations. This pesticide depresses the formation of chitin in larval arthropods, and consequently it reduces prey availability for bats (GUILLÉN et al. 1991). Despite being negatively selected, pine plantations, near 25% of the total radiolocations were made in this kind of habitat, showing its relative importance for the species in the area.

Foraging ranges of *R. euryale* appear to be noticeable far from their roosts, with only two individuals ranging closer than 3 km, whereas four bats flew farther than 8 km (Table 1). Following the relation between flight performance and wing morphology stated by Norber and Rayner (1986), Jones et al. (1995) found positive correlation between wing aspect ratio and foraging range of 18 species of microchiropteran bats. According to their results, most of the studied species have foraging ranges between 1 and 3 km, irrespective of diet or body size, and the aspect ratio calculated for *R. euryale* (6.2, NORBERG and RAYNER 1986) would correspond with a foraging range close to 1.5 km. Factors other than wing shape such as colony size, reproductive status, or age of bats have been described influencing foraging range (JONES et al. 1995). As our research was carried out in a spring colony rising a maximum of 40 individuals in late May, which is a medium or low size for *R. euryale* standards (see i.e. BROSSET and CAUBERE 1959; MASSON and SAGOT 1987; PALMEIRIM and RODRIGUES 1992; IBÁÑEZ 1998), we can reject the size of the colony as a valid causal factor. On the other hand, the reproductive status and age were observed constraining foraging range during breeding and post-breeding seasons respectively in *R. ferrumequinum* (JONES and MORTON 1992; JONES et al. 1995), and consequently these factors are not applicable during spring. We hypothesise that the observed long foraging ranges are the outcome of the limited and scarcity of available suitable habitats, which determine a suboptimal landscape for the species.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was funded by both the Research and Environment Departments of the Basque Government through the project PU-1998-8. We are very grateful to J. Juste for their helpful criticisms on an early draft. We thank A. Esparza for field assistance.

REFERENCES

- AHLÉN, I. (1990): Identification of bats in flight. Stockholm:SSCN & SYAESC.
- ALDAI, P.; ORMAETXEA, O. (1998): Urdaibai Biosfera Erreserba: giza ingurunearen eta paisajearen gida historikoa. Gasteiz: Eusko Jaurlaritza.
- ALDRIDGE, H. D. J. N.; BRIGHAM, R. M. (1988): Loadcarrying and manoeuvrability in an insectivorous bat: a test of the 5% "rule" of radio-telemetry. *J. Mammal.* 69, 379-382.
- ARRIETA, I.; GONZÁLEZ-PÉREZ, E.; LANDA, J. (1993): Urdaibai Biosfera-Erreserbaren erabilpenerako eta kudeaketarako egitamu gidaria. Gasteiz: Eusko Jaurlaritza.
- BENZAL, J.; PAZ, O. D.; FERNÁNDEZ, R. (1988): Inventario de los refugios importantes para los quirópteros de España. Unpublished report. Madrid: ICONA.
- BROSSET, A.; CAUBERE, B. (1959): Contribution a l'étude écologique des chiroptères de l'ouest de la France et du Bassin Parisien. *Mammalia* 23, 180-238.
- BROSSET, A.; BARBE, L.; BEAUCOURNU, J.-C.; FAUGIER, C.; SALVAYRE, H.; TUPINIER, Y. (1988): La raréfaction du rhinophe euryale (*Rhinolophus euryale* Blasius) en France. Recherche d'une explication. *Mammalia* 52, 101-122.
- DULIC, B. (1963): Etude écologique des chauves-souris cavernicoles de la Croatie Occidentale (Yougoslavie). *Mammalia* 27, 385-436.
- DUVERGÉ, P. L.; JONES, G. (1994): Greater Horseshoe Bats - Activity, foraging behaviour and habitat use. *British Wildlife* 6, 69-72.
- ENTWISTLE, A. C.; RACEY, P. A.; SPEAKMAN, J. R. (1996): Habitat exploitation by a gleaning bat, *Plecotus auritus*. *Phil. Trans. R. Soc.Lond. B* 351, 921-931.
- GUILLÉN, A.; IBÁÑEZ, C.; PÉREZ, J. L.; HERNÁNDEZ, L.; GONZÁLEZ, M. J. (1991): Efecto de los biocidas en las poblaciones de murciélagos. In: Los murciélagos de España y Portugal. Ed. By J. BENZAL, & PAZ, O. DE. Madrid: 211-234.
- HOOGE, P. N.; EICHENLAUB, W. M. (1998): Animal movement extension to Arcview. Anchorage: Alaska Biological Sciences Center, US Geological Survey.
- HUTSON, A. M.; MICKLEBURGH, S. P.; RACEY, P. A. (2001): Microchiropteran Bats. IUCN.
- IBÁÑEZ, C. (1998): Los Quirópteros. In: Mamíferos de España. Ed. By J. C. BLANCO. Barcelona: Editorial Planeta S.A. Vol. I, 114-218.
- JONES, G.; MORTON, M. (1992): Radio-tracking studies on habitat use by greater horseshoe bats (*Rhinolophus ferrumequinum*). In: Wildlife telemetry: remote monitoring and tracking of animals. Ed. By I. G. PRIEDE and S. M. SWIFT. London: Ellis Horwood. 521-537.

- JONES, G.; DUVERGÉ, P. L.; RANSOME, R. (1995): Conservation biology of an endangered species: field studies of greater horseshoe bats. *Symp. Zool. Soc. Lond.* 67, 309-324.
- KENWARD, R. (1987): *Wildlife radio tagging. Equipment, field techniques and data analysis.* London: Academic Press.
- KOSELJ, K.; KRISTUFEK, B. (1999): Diet of the Mediterranean horseshoe bat *Rhinolophus euryale* in south-eastern Slovenia. In: *Bats and Man, Million Years of Coexistence. 7th European Bat Research Symposium.* Ed. By Kraków: Chiropterological Information Center, Institute of Animal Systematics and Evolution, P.A.S.
- MAKIN, D. (1989): The status of bats in Israel. In: *European Bat Research 1987.* Ed. By V. HANAK, I. HORACEK and J. GAISLER. Praha: Charles University Press. 403-408.
- MANLY, F. J.; MCDONALD, L.; THOMAS, D. L. (1993): *Resource selection by animals.* London: Chapman & Hall.
- MASSON, D.; SAGOT, F. (1987): Synthèse des observations sur les Chiroptères du Sud-Ouest de la France: Mars 1985 à Février 1986. *Lutreola* 3, 25-41.
- MASSON, D. (1990): La sortie crépusculaire du gîte diurne chez *Rhinolophus euryale* (Chiroptera, Rhinolophidae). *Vie et Milieu* 4, 201-206.
- MASSON, D. (1999): Histoire naturelle d'une colonie de parturition de Rhinolophe euryale, *Rhinolophus euryale*, (Chiroptera) du sud-ouest de la France. *Arvicola* 11, 41-50.
- NORBERG, U. M.; RAYNER, J. M. V. (1986): Ecological morphology and flight in bats (Mammalia; Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 316, 335-427.
- PALMEIRIM, J. M.; RODRIGUES, L. (1992): Plano Nacional de Conservação dos Morcegos Cavernícolas. *Estudos de Biologia e Conservação da Natureza* 8, 1-165.
- PÉREZ-JORDÁ, J. L. (1994): *Ecología del murciélago hortelano, Eptesicus serotinus, en Andalucía.* Ph.D. thesis. Sevilla: University of Sevilla.
- RACEY, P. A. (1998): Conservation Ecology of European Bats. In: *Bat Biology and Conservation.* Ed. By T. H. KUNZ and P. A. RACEY. London: Smithsonian Institution Press Inc. 249-260.
- ROUÉ, S. Y.; BARATAUD, M. (1999): Habitats et activité de chasse des chiroptères menacés en Europe: synthèse des connaissances actuelles en vue d'une gestion conservatrice. *Le Rhinolophe Vol. Spec.* 2, 1-136.
- SCHNITZLER, H.-U.; OSTWALD, J. (1983): Adaptations for the detection of fluttering insects by echolocation in horseshoe bats. In: *Advances in vertebrate neuroethology.* Ed. By J.-P. EWART, R. R. CAPRANICA and D. J. INGLE. New York: Plenum Press. 801-827.
- SCHNITZLER, H.-U.; HACKBART, H.; HEILMANN, U.; HERBERT, H. (1985): Echolocation behavior of rufous horseshoe bats hunting for insects in the flycatcher style. *J. of Comp. Physiol. A* 157, 39-46.
- SCHOFIELD, H. W. (1996): *The ecology and conservation biology of Rhinolophus hipposideros, the lesser horseshoe bat.* Ph.D. thesis. Aberdeen: University of Aberdeen.
- SCHOFIELD, H. W. (1999): *Rhinolophus hipposideros* (Bechstein, 1800). In: *The Atlas of European Mammals.* Ed. By A. J. MITCHELL-JONES, AMORI, G., BOGDANOWICZ, W., KRISTUFEK, B., REIJNDERS, P.J.H., SPITZENBERGER, F., STUBBE, M., THISSEN, J.B.M., VOHRALÍK, V. & ZIMA, J. London: T & AD Poyser LTD. 96-97.
- SIERRO, A. (1999): Habitat selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*) in the Swiss Alps (Valais). *J. Zool., Lond.* 248, 429-432.
- STEBBINGS, R. E.; GRIFFITH, F. (1986): *Distribution and status of Bats in Europe.* Huntingdon: Institute of Terrestrial Ecology.
- STEBBINGS, R. E. (1988): *Conservation of European Bats.* London: Christopher Helm.
- VOGLER, B.; NEUWEILER, G. (1983): Echolocation in the noctule (*Nyctalus noctula*) and horseshoe bats (*Rhinolophus ferrumequinum*). *Journal of Comparative Physiology A* 152, 421-432.
- WHITE, G. C.; GARROT, R. A. (1990): *Analysis of wildlife radio-tracking data.* London: Academic Press.

Table 1. Tracking survey data, feeding areas and distance ranges from roost of individual *R. euryale*.

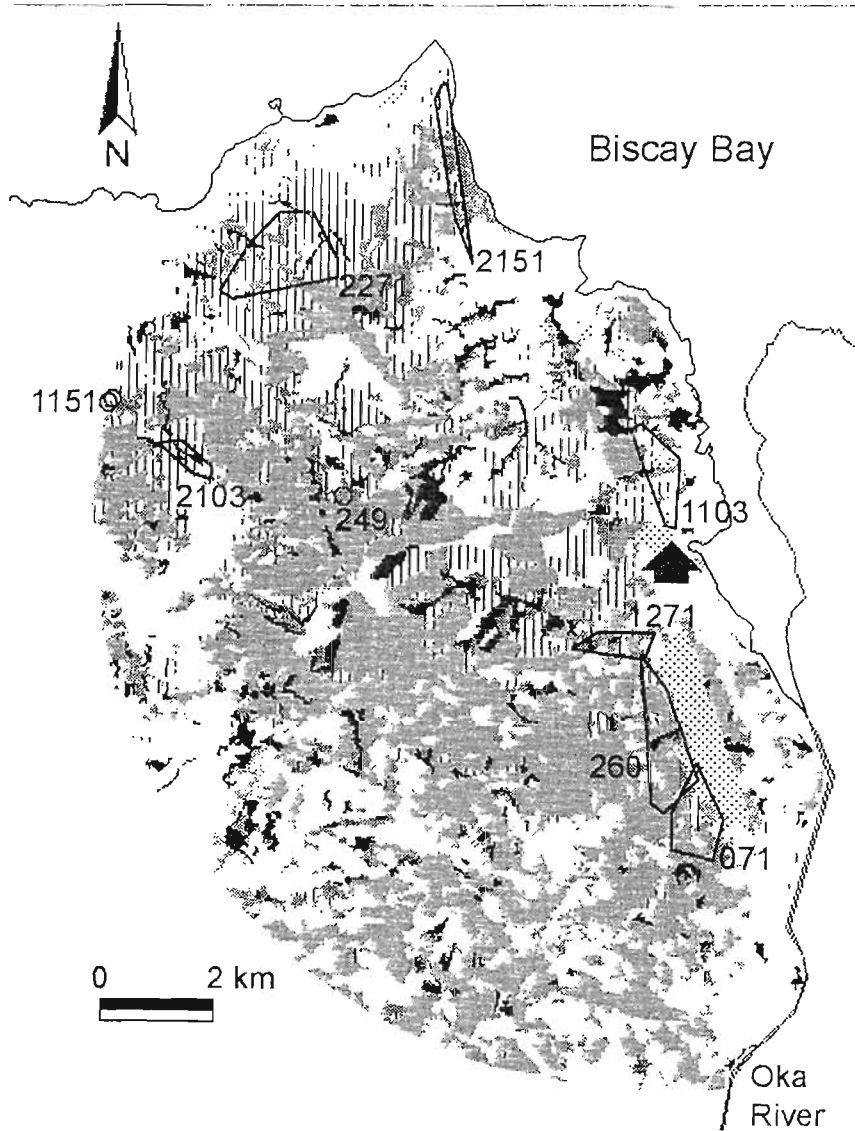
Code	Sex and age	Tracking period	Tracked nights	Location number	Feeding area (ha)	km range from roost
1271	Male	14-16 th May	3	29	50.8	1.9 ÷ 2.7
249	Female, adult	14 th May	1	3	*	5.6
2103	Female, adult	15-17 th May	3	14	32.0	7.9 ÷ 8.9
1151	Female, adult	15 th May	1	2	*	9.8 ÷ 9.9
071	Male	16-21 th May	4	19	102.5	4.2 ÷ 5.9
260	Female, adult	18-21 th May	3	9	138.8	2.4 ÷ 5.0
1103	Female, young	21-24 th May	4	23	81.9	0.1 ÷ 1.7
2151	Female, adult	23-24 th May	2	21	64.1	5.6 ÷ 8.6
2271	Male	25-26 th May	2	13	194.1	7.1 ÷ 8.7

* To small sample size for calculation.

Table 2. Availability, number of locations, Bonferroni confidence intervals, and Jacob's electivity index in each habitat category. Positive and negative selections are indicated with simbols (+) and (-) respectively.

Habitat type	Availability (%)	Locations	Bonferroni confidence interval	Jacob's index.
Meadows	41	2	0.0 ÷ 4.2 (-)	
Pine plantations	39	30	13.2 ÷ 31.9 (-)	
Holm Oak	2	6	0.0 ÷ 9.1	
Eucaliptus plantations	13	61	34.7 ÷ 57.0 (+)	0.70
Deciduous forest	6	34	15.8 ÷ 35.3 (+)	0.71
Total	15481 (ha)	133	-	-

Fig. 1: Foraging areas (Minimum Convex Polygons) of *R. euryale* in May 2000 in Urdaibai Biosphere Reserve. Each foraging area is identified by individual code number; as sample size is too small to calculate feeding areas for bats No. 249 and 1151, their locations are showed by circles. Available habitats in a radius of 10 km from day roost are meadows (white), pine plantations (grey), eucaliptus plantations (vertical bars), deciduous forests (black), and holm oak (dotted). The black arrow point to the day roost.



6.4. Publicación nº 4 en revisión en Small Carnivore Conservation

Small carnivores trappability: seasonal changes and mortality. A case study on European mink *Mustela lutreola* and spotted genet *Genetta genetta*.

Jabi Zabala_, Iñigo Zuberogoitia__, Inazio Garin_ & Joxerra Aihartza_.

_ Zoologia eta Animalia Zelulen Dinamika Saila, Euskal Herriko Unibertsitatea, 644 p. k. E-48480, Bilbao. Basque Country.

_ Icarus. C/ Pintor Sorolla 6. 1º. 26007 Logroño Spain.

E-mail Address: Jabi Zabala: jzabalaalbizua@yahoo.com

ABSTRACT

Live-trapping is largely used to capture carnivores and for census and management of their populations. Anyway, there are hitherto few studies dealing with its steadiness throughout the year or its possible deleterious effects on trapped populations. In this paper we analyse the differences in trapping results between two different seasons carried out in the same area, and propose possible explanation for this phenomenon differences in small carnivore behaviour due to food or matting requirements. In addition, basing on radio-tracking data obtained, we discuss negative effect of live-trapping on endangered European mink, resulting in the death of some animals as a consequence of post-capture stress.

INTRODUCTION:

The mustelids are the most diverse group of carnivores, and can be naturally found in all continents except Australia and Antarctica. However, due to its secretive lifestyle, the mustelid family belong to the least known carnivores of the world. Several species have not been described by science, and many may disappear before studied in detail (Blomqvist & Maran 2000). This knowledge paucity is more alarming in the case of some species like the endangered European mink, which has disappeared from most of its range and has only recently received scientific attention. Most studies on the European mink deal with its distribution, mainly based on trapping data (Palazón & Rúiz-Olmo 1992, Sidorovich 1993, Palazón 1997, Maizeret *et al.* 1998, Ceña *et al.* 1999), or with the possible causes of its disappearance (Maran & Henttonen 1995, Maran *et al.* 1998). But, only recently deeper studies on its ecology have been carried out (Palazón & Rúiz-Olmo 1993, Sidorovich 2000, Sidorovich *et al.* 1999 and 2000, Garin *et al.* 2001)

The viverrids are small carnivores (including genets, civets, and others) native to Africa and Asia, which are also poorly known (Ewer 1998, Virgós & Casanovas 1997). It is widely assumed that spotted genets (*Genetta genetta*) have been introduced in Europe, probably, from North Africa (Dobson 1998). Its presence is well documented from the XIII-th. Century onwards (Calzada 1998), and nowadays they are common in the Iberian Peninsula and in South and Central France (Corbet & Harris 1991). But studies on their ecology in Europe are scarce (Palomares & Delibes 1988, Clevenger 1995, Virgós *et al.* 1996)

Information on the ecology and distribution of such small carnivores is provided mainly by trapping and radio-tracking data. Trapping is widely used by technicians in order to capture animals, mainly for census and populations management using capture-indices as indicators of status (Wilson *et al.* 1996, Sutherland 1996). For above technique an assumption that capture-probabilities do not vary in different seasons is critical (Wilson *et al.* 1996). However, results from several studies appear to make this statement unstable. For instance, Smith *et al.* (1994) found that raccoon rates of visitation to scent-stations on an island differed with seasons, and that they were not correlated with density of raccoons on the island. Similarly capture probability of American mink changes markedly throughout

the year (Ireland 1990 in Dunstone 1993). In the same way, Brzezinski *et al.* (1992) found their summer polecat (*Mustela putorius*) live-trapping period to be unsuccessful, with most individuals caught between November and February. But they did not test for statistical significance in differences.

Many ecological and distribution studies of small carnivores, and specially conservation programs for European mink, would benefit from a better knowledge of seasonal variations in capture probability. So, the main aim of our study is to investigate seasonal changes in capture probability, and therefore, to test the reliability of the census data obtained using capture-indices. We also test if capture-probability changes in the different days that traps are operative during a given season. In addition, we discuss possible negative effects of live trapping in mink populations.

STUDY AREA:

The present study was carried out in the Urdaibai Biosphere Reserve (UBR), Basque country, Northern Iberian Peninsula. The UBR spreads over a whole basin with an area of 270 Km². Altitude ranges from 0 to 900 metres. Climate is oceanic, average rainfall ranges between 1200 and 1600 mm., and January and July average temperatures are 6°C and 18°C respectively. Winters are mild and there is not effective snow cover.

The landscape is hilly and rugged. 70% of the land is forested, mainly *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* plantations. Native holm oak (*Quercus ilex*) forests are also common in rocky areas. Meadows and stuarine habitat occupy 25% of the area; the remaining 5% is urban with near 45,000 inhabitants.

Rivers are short and riparian vegetation is usually dense, with large dense bramble (*Rubus ulmifolius*) shrubs along the shores. In the upper parts of the river gallery forests of alder (*Alnus glutinosa*) are not uncommon, the same applied to pine and eucalyptus plantations. There is a moderate overall pollution level, and near industrialised areas streams show significant amounts of heavy metals (Rodríguez & Cid, 1995).

MATERIALS AND METHODS:

Animals were live-trapped in single entry cage traps of our own design (25x25x45cm.), baited with sardine in vegetable oil. Trapping was conducted in two different seasons, the first in late winter, from 11-02-1999 to 20-03-1999, and the second carried out in late summer early fall, started on 31-8-1999 and finished on 04-10-1999. The basin centre was subdivided into seven areas, each containing some of the more representative habitats and landscapes in the UBR. Four areas were trapped in late winter, and in late summer the remaining three, plus one of those trapped during the first season. Traps were settled in different habitats in those areas (table 1), spaced at least 100 metres apart, and were operative for 8 consecutive nights (Wilson *et al.* 1996). Total effort was 1199 trap-nights in winter and 952 in summer. Of these traps, 319 trap-nights in winter and 507 trap-nights in summer were settled in the area sampled in both seasons, when possible in the same place or near.

Captured animals were anaesthetised, photographed, measured, weighed, sexed and tagged, some genet and all the mink with radio-collars. Animals were then released in the place of capture and observed till they fled. Recaptures have been excluded from the data analysis to avoid possible biases due to trap-happy or trap-shy behaviour of different individuals. Animal live trapping and handling were conducted under license from the Basque government and the UBR administration.

Chi-square test was used to analyse variation in trappability between different habitats and seasons. This computation was modified by applying the Yates correction for continuity when dealing with double dichotomy (Zar 1999). In some cases, data of European mink were analysed together with genet data in order to fulfil the requirements of the chi-square analysis (Chalmers & Garrot 1989).

RESULTS:

In total nine mink, 28 genets and one stone marten (*Martes foina*), seven Mink, and 21 genet were caught in the first season and two mink, one stone marten and seven genets during the second. Minks were only captured in riparian habitat whilst genets were found in all habitats (table 1) but open areas.

Overall trapping efficiency was correlated to the season, trappability being higher during late winter ($X_2=5.278$, $df=1$, $p=0.022$). Genet capturability was also higher in winter but did not reach statistical ($X_2=3.458$, $df=1$, $p=0.063$). Data from the area trapped in the two seasons also showed a statistically significant higher overall efficiency during winter ($X_2=8.167$, $df=1$, $p=0.004$) for both species, and for genets ($X_2=6.662$, $df=1$, $p=0.01$).

Two mink died during the study. In the winter trapping period a male was recaptured but died during entrapment during a blizzard three days after first capture. Also in winter, a female remained for a week in the place of release and finally died. Anatomic and pathological analysis of both individuals revealed post-capture stress as the cause of death. These two animals showed a common pattern during handling; consistent in lack of aggressivity, no vocalisation, weakness and unusually long response to anaesthesia (up to 6 hours instead of the usual 30 or 60 minutes). No other carnivore but the two European mink died as a consequence of trapping.

DISCUSSION:

In our opinion the higher trappability observed in late winter is a consequence of two factors: scarcity of food and ethological changes during the mating season. During the heat, a higher degree of activity and longer displacements should be expected, at least in males, due to their active search for mates (Dunstone 1993, Lodè 1999, Garin *et al.* 2001). So, there is a greater chance for animals to encounter traps. Indeed, the heat period for both species in the Iberian Peninsula is coincident with our late winter trapping period (Ruíz-Olmo 1997). Winter is also the season with the most severe conditions for mustelids, with scarcity of food resources (Sidorovich 1992). Mustelids usually show a wider food spectrum in winter (Brzezinski *et al.* 1992, Genovesi *et al.* 1996, Virgós *et al.* 1996), and they are more likely to be attracted by carcasses (Zielinski & Kucera 1996). Therefore, they would probably be more attracted to baits than in late summer, when there may be plenty of food. This agrees with Brzezinski *et al.* (1992), who stated that nomadism forced by severe winter conditions was the most probable reason for the highest number of polecats caught in winter. These two factors probably act over the activity patterns of each species. Unfortunately, there is a shortage of year-round studies on the activity of small mustelids, and those are not conclusive.

There are few studies on mortality of European mink. During our study two mink out of nine died as a direct consequence of the trapping (i. e. 22%). Palazón (1997) tagged 15 European mink, 4 of those died in less than 12 days and another one was found in an advanced state of decomposition 26 days after last recapture. Besides, 6 mink disappeared in less than 7 days and were never recaptured. This implies a certified mortality rate of 33% and a disappearance rate after capture of 40%. Analysis of the remains revealed that 3 mink were hit until death and another one died as a result of cold and starvation. In our opinion the very reason underlying those casualties might be weakness of animals due to post-capture stress. Arambarri *et al.* (1997) from a total of 31 dead European mink cite one as dead during scientific handling. There is no further data on the subject, but it would be very interesting to hear news from other groups working with European mink. No paper dealing with the decline of the European mink discusses the deleterious effects of some methods used for scientific research in its populations (Maran & Henttonen 1995, Tumanov 1996). Indeed, it does not seem a cause of disappearance of itself, but in some small populations its effect could be dramatic, specifically in populations like the western one which has low genetic variability (Lodè 1999) and it is being systematically trapped for scientific and management purposes (Palazón 1997, Maizeret *et al.* 1998 and this paper). Because of this, we strongly advise not to carrying out live trapping in areas where European mink is supposed to be present unless necessary, due to the negative effect it might have on its populations. For the same reason, we also advise against live- trapping as a method to determine the distribution of European mink, and propose to develop and standardise other methods applicable for the whole area of the species in order to asses interregional comparability (photographic traps or foot-print traps (Zielinski & Kucera 1996) for instance). In addition, seasonal differences in trapping success make hard to estimate the status of a population from a single trapping period. They also undermine comparisons among works conducted in different seasons, or samplings of different subpopulations carried out not simultaneously. This is very important when taking into account that capture indices is a technique widely advised and used by biologists for species census and

management (Shuterland 1996, Wilson *et al.* 1996), and currently is being used to determine the distribution of European mink on its southwestern range.

Finally, when need to capture wild mustelids seems advisable to carry out trappings in late winter, at least in areas with a climate similar to that in the UBR. Higher effectiveness makes it less expensive, and there is less chance to interfere with either the pregnancy, or with the rear-out of the cubs. Anyway, the possibility of severe time enlarging postcapture mortality, at least in some species, should be borne in mind.

ACKNOWLEDGEMENTS

The present study was founded by the departments of Research and Environment of the Basque Government through the project PU-1998-8. We wish to thank I. Gonzalo, L. Campos and J. Torres for field assistance.

REFERENCES

- Arambarri, R., A. Rodríguez, et al. (1997). "Selección de hábitat, mortalidad y nueva aportación a la distribución del Visón Europeo (*Mustela lutreola*) en Alava." *Estudios del Museo de Ciencias Naturales DE Alava*, 12: 217-225.
- Blomqvist, L. and T. Maran (2000). "A regional collection plan for mustelids in Europe." *Small Carnivore Conservation* 22: 13-15.
- Brzezinski, M., W. Jedrzejewski, et al. (1992). "Winter home ranges and movements of polecats *Mustela putorius* in Białowieza Primaveral Forest, Poland." *Acta Theriologica* 37(1-2): 181-191.
- Calzada, J. (1998). "Gineta común, *Genetta genetta*." *Galemys* 10(1): 3-11.
- Ceña, A., J. C. Ceña, et al. (1999). *Distribución, estatus y uso del medio por parte del visón Europeo (Mustela lutreola) en la cuenca del río Ebro*. IV Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos, Segovia.
- Chlamers, N. and P. Parker (1989). *The OU project guide*. Dorchester, Field Studies Council.
- Clevenger, A. P. (1993). "Pine marten (*Martes martes* L.) home ranges and activity patterns on the island of Minorca, Spain." *Z. Säugetierkunde* 58: 137-143.
- Clevenger, A. P. (1995). "Seasonality and relationships of food resource use of *Martes martes*, *Genetta genetta* and *Felis catus* in the Balearic Islands, Spain." *Rev. Ecol. (Tere Vie)* 50: 109-131.
- Corbet, G. B. and S. Harris (1991). *The handbook of British mammals*. London, Blackwell.
- Dobson, M. (1998). "Mammal distributions in the western Mediterranean: the role of human intervention." *Mammal review* 28(2): 77-88.
- Dunstone, N. (1993). *The mink*. London, T & AD Poyser Ltd.
- Ewer, R. F. (1998). *The carnivores*. Ithaca, Cornell University Press.
- Garin, I., I. Zuberogoitia, et al. "Home range of European mink (*Mustela lutreola* L.) in Southwestern Europe." *Acta Theriologica*. In press
- Genovesi, P., M. Secchi, et al. (1996). "Diet of stone martens: an example of ecological flexibility." *Journal of Zoology, London* 238: 545-555.
- Jedrzejewski, W., A. Zalewski, et al. (1993). "Foraging by pine marten (*Martes martes*) in relation to food resources in Białowieza National Park, Poland." *Acta Theriologica* 38(4): 405-426.
- Lodé, T. (1995). "Activity pattern of polecats *Mustela putorius* L. in relation to food habits and prey activity." *Ethology* 100: 295-308.
- Lodé, T. (1999). "Genetic bottleneck in the threatened western population of European mink *Mustela lutreola*." *Ital. J. Zool.* 66: 351-353.
- Maizeret, C., P. Migot, et al. (1998). "Répartition et habitats du vison d'Europe (*Mustela lutreola*) en France." *Arvicola Actes "Amiens 97"*: 67-72.
- Maran, T. and H. Henttonen (1995). "Why is the European mink (*Mustela lutreola*) disappearing?-A review of the process and hypotheses." *Ann. Zool. Fennici* 34: 47-54.
- Maran, T., D. W. Macdonald, et al. (1998). The continuing decline of the European mink *Mustela lutreola*: evidence for the intraguild aggression hypothesis. *Behaviour and Ecology of Riparian Mammals*. N. Dunstone and M. L. Gorman. Cambridge, Cambridge University Press. 71: 297-324.
- Mech, L. D. (1986). *Handbook of animal radio-tracking*. Minneapolis, Minnesota.
- Neal, E. and C. Chessman (1996). *Badgers*. London, T & A D Poyser.
- Palazón, S. (1997). *Distribución, morfología y ecología del visón Europeo (Mustela lutreola Linnaeus, 1761) en la Península Ibérica*, Ph thesis. Universitat de Barcelona.

- Palazón, S. and J. Ruíz-Olmo (1993). "Preliminary data on the use of space and activity of the European mink (*Mustela lutreola*) as revealed by radio-tracking." *Small Carnivore Conservation* 8: 6-8.
- Palazón, S. and J. Ruíz-Olmo (1992). "Status of European mink (*Mustela lutreola*) in Spain." *Semiaquatische Säugetiere* 1992: 337-340.
- Palomares, F. and M. Delibes (1988). "Time and space use by two common genets (*Genetta genetta*) in the Doñana National Park." *Journal of Mammalogy* 69(3): 635-637.
- Rodríguez, P. and A. Cid (1995). Ecotoxicidad de los efluentes industriales en la comarca de Urdaibai y perspectivas en el control de los vertidos. *Reserva de la Biosfera de Urdaibai: Investigación básica y aplicada*. E. Angulo and I. Quincoces. Gasteiz, Eusko Jaurlaritza: 245-255.
- Ruiz-Olmo, J. (1997). "La reproducción en Mustélidos, Vivérridos y Herpéstidos." *Galemys* 9(2): 15-28.
- Ruiz-Olmo, J. and S. Palazón (1990). "Occurrence of European Mink (*Mustela lutreola*) in Catalonia." *Misc. Zool.* 14: 249-253.
- Ruiz-Olmo, J. and S. Palazón (1995). "Situation actuelle du vison d'Europe en Espagne et perspectives de recherches." *Cahiers d'Ethologie* 15(2-3-4): 425-434.
- Sidorovich, V. E. (1992). "Comparative analysis of the diets of European mink (*Mustela lutreola*), American mink (*Mustela vison*), and Polecat (*Mustela putorius*) in Byelorussia." *Small Carnivore Conservation* 6: 2-4.
- Sidorovich, V. E. (1993). "The current state of research into the status of the European mink (*Mustela lutreola*) in Belarus." *Small Carnivore Conservation* 8: 12.
- Sidorovich, V. E. and A. V. Kozulin (1994). "Preliminary data on the status of the European mink's (*Mustela lutreola*), abundance in the centre of the eastern part of its present range." *Small Carnivore Conservation* 10: 10-11.
- Sidorovich, V. E., H. Kruuk, et al. (1999). "Body size, and interactions between European and American mink (*Mustela lutreola* and *M. vison*) in Eastern Europe." *J. Zool., Lond.* 248: 521-527.
- Sidorovich, V. E., D. W. MacDonald, et al. (2000). "Behavioural interactions between the naturalized American mink *Mustela vison* and the native riparian mustelids, NE belarus, with implications for population changes." *Small Carnivore Conservation* 22: 1-5.
- Smith, W. P., D. L. Borden, et al. (1994). "Scent-station visit as an index to abundance of raccons: an experimental manipulation." *Journal of Mammalogy* 75(3): 637-647.
- Sutherland, W. J. (1996). *Ecological census techniques*. Cambridge, Press syndicate of the university of Cambridge.
- Virgós, E., J. G. Casanovas, et al. (1996). "Genet (*Genetta genetta* L., 1758) diet shift in mountains of central Spain." *Z. Säugetierkunde* 61: 221-227.
- Wilson, D. E., F. R. Cole, et al. (1996). *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals*. Washington, Smithsonian institution.
- Zar, J. H. (1999). *Biostatistical analysis*. Upper Saddle River, Prentice Hall.
- Zielinski, W. J. and T. E. Kucera (1996). *American marten, fisher, lynx, and wolverine: Survey methods for their detection*. Albany, Pacific Southwest Research Station, Forest Service, United States Department of Agriculture.
- Zielinski, W. J. and W. D. Spencer (1983). "Relationship between food habits and activity patterns of pine martens." *Journal of Mammalogy* 64(3): 387-396.

Table 1: Number of trap-nights and captures per habitat type in different seasons (g for genet, m for mink and f for stone marten).

Habitat	Traps-night winter	Traps-night summer-fall	Traps-night total	Captures winter	Captures summer-fall	Total captures
Holm oak forest	29	90	119	3g	1g	4g
Deciduous forest	43	41	84	0	2g	2g
Marshland	140	0	140	0	0	0
Pineland	119	85	204	0	1g	1g
Eucalypti	0	22	22	0	0	0
Meadows	5	83	88	0	0	0
Streams	863	631	1494	18g, 7m	3g, 2m, 1f	21g, 9m, 1f
Overall	1199	952	2151	21g, 7m	7g, 2m	28g, 9m, 1f

6.5. Publicación nº5 en revisión en Italian Journal of Zoology

Habitat selection and diet of badgers (*Meles meles*), in Biscay, Northern Iberian Peninsula

Jabi Zabala_, Inazio Garin_, Iñigo Zuberogoitia_ & Joxerra Aihartza_.

ABSTRACT

We studied the diet and habitat selection of a badger clan from the boundaries between Mediterranean and Eurosiberian climatic areas. Diet was mainly composed by earthworms and fruit, with the relative contribution of each item changing seasonally. Fruit was the staple food in summer whilst earthworm were the main food in the other seasons. These changes in diet composition reflect changes in food availability, with badgers foraging upon items available in big quantities and concentrated in rich and predictable patches. Badgers used meadows and refused pinelands and eucalyptus woods, other habitat categories showed no clear selection. The habitat selection pattern in the area is explained after food availability in different habitats and, in a lower degree, shelter availability.

Key words: Bager, *Meles meles*, Diet, Habitat use, SouthWestern Europe.

INTRODUCTION

Badgers are widespread mustelids in Europe. They are present in most countries, from the Iberian Peninsula to Russia and from Norway to some Mediterranean islands. But while in some countries as Great Britain there is a great deal of knowledge on their ecology, in Southern Europe the most basic information is lacking, with very little information available for the Mediterranean peninsulas (Griffiths & Thomas 1993). Neither status nor trends are known for these populations (Griffiths & Thomas 1993), being Doñana, in the southernmost region, the only exception, where some studies have been conducted (Martin *et al.* 1995, Revilla *et al.* 2000)

Probably, diet has been the most studied issue in the ecology of badgers. Indeed, trophic resources may act over several aspects of animal ecology, influencing the activity (Lodè 1995), reproduction (Kruuk 1989, Begon *et al.* 1995) and, specially in badgers, social and spatial organisation (Kruuk & Parish 1982, Macdonald 1983, Kruuk 1989, Da Silva *et al.* 1993, Da Silva *et al.* 1994, Broseth *et al.* 1997a). Studies about diet of badgers showed four major components: earthworms (Skoog 1970, Kruuk & Parish 1981, Neal 1988, Shepherdson *et al.* 1990, Goszczynski *et al.* 2000), fruits (Pigozzi 1991, Rodriguez & Delibes 1992, Biancardi *et al.* 1995), insects (Ciampalani & Lovari 1985, Rinetti 1987, Pigozzi 1991), and small mammals (Weber & Aubry 1994, Martín *et al.* 1995, Fedriani *et al.* 1998). Due to the diversity of main food items in the diet and its wide geographical variation some authors consider the badger as a food generalist (Shepherdson *et al.* 1990, Roper & Mickevicius 1995, Neal & Cheeseman 1996). Others state that it is a food specialist according to the predominance of some items in its diet (Kruuk & Parish 1981, Kruuk 1989, Martín *et al.* 1995, Fedriani *et al.* 1998). Moreover, it also seems that the importance of some food items changes latitudinally (Goszczynski *et al.* 2000), nevertheless trophic habits of badgers are still poorly understood in some areas like the border between the Eurosiberian and Mediterranean regions.

Considering the importance that diet has over the whole animal ecology, there are few works involving simultaneous studies of diet and habitat selection of badgers. We should expect badgers to select habitats holding most resources (Macdonald 1983, Shepherdson *et al.* 1990, Kruuk 1989). In some cases, also selection of habitats providing adequate shelter might be expected (Doncaster & Woodroffe 1993).

The aim of the present study is twofold. Firstly we wanted to study relationships between diet and habitat selection of a badger clan. Secondly we aimed to provide first information on ecology of badgers an area located in the border between the Eurosiberian and Mediterranean biogeographic regions.

STUDY AREA

The present study was conducted in the Urdaibai Biosphere Reserve (43°29'N, 2°40'W), Basque Country, North Iberian Peninsula. The Urdaibai Biosphere Reserve (UBR) spreads over a whole basin with an area of 270 km². Altitude ranges from 0 to 900 m. Climate is oceanic, average rainfall ranges between 1200 and 1600 mm, and January and July average temperatures are 6°C and 18°C respectively. Winters are mild and there is not effective snow cover.

The landscape is hilly, rugged and patchy. The 70% of the land is forested, mainly *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* plantations, deciduous woods are scarce and fragmented. Native holm oak (*Quercus ilex*) forests are also common in rocky areas. Meadows, pastures and estuarine habitat occupy a 25% of the area; the remaining 5% is urban area with near 45,000 inhabitants. Traditional hamlets with small orchards and garden fruit are frequent and widespread. Also are small vine (*Vitis vinifera*) and maize (*Zea mays*) plantations together with pastures grazed by dairy cattle and sheep.

MATERIALS & METHODS

Badger scats were collected from typical latrines (*sensu* Kruuk 1978) on a two-week basis from April 1999 to March 2000. Badger-like scats found on the ground, as well as old or visibly weathered ones, were discarded. Due to difficulty and possible error inherent to separation of individual faeces found in the same latrine, latrine-content was taken as sample unit, most possible each latrine-content had two or more scats (Martín *et al.* 1995). Scat-samples were stored individualised in labelled polyethylene bags at -12°C for ulterior analysis. Prey remains contained in scats were classified into the following categories: earthworms, fruit, vertebrates, insects, invertebrate larvae, vegetal material, grass and others. Earthworms category contained any kind of earthworm, assessed through chaetae. Fruit category included garden fruit as well as wild fruit but also maize and grapes. Vertebrates contained any type of vertebrate food, even eaten as carrion. Vegetal material were any kind of food of vegetal source but grass and fruit, for instance bark, roots, leaves or wood. Finally, others included unidentified items, and items that appeared seldom and in small quantities, such as snails. Gravel pieces and similar items supposed to be swallowed by mistake or to be a consequence of scat-collection procedure were also grouped in others category.

Diet was expressed in three ways: frequency of occurrence expressed as percentage of the total number of scats, estimated relative volume of ingested biomass following the procedure put forward by Kruuk & Parish (1981) and dry weight of remains modified by correction factors. Correction factors were taken from Revilla (1998) who calculated them using captive badgers from southern Spain.

To evaluate the relative abundance of worms, we calculated the amount of worm-nights (*sensu* Kruuk 1989) for each season using data from the local meteorological station.

Data were computed for the whole year and for the following seasons: Spring (April, May and June), Summer (July, August and September), Autumn (October, November and December) and Winter (January, February and March).

Trapping lasted from 13th of February 1999 to 3th of March 1999. Badgers were captured with snares, immobilised with a subcutaneous injection of zooletil (virbac. Carros, France), and fitted with radio collars (Biotrack, England). Three badgers were captured, two males and a female. From April 1999 to March 2000, badgers were radio-tracked on a weekly basis using a three-element yagi antenna. Radio-tracking period began one month after the last capture to avoid possible bias associated with post-capture behaviour. Locations were taken following the multiple triangulation procedure as described by Mech (1896) at regular time intervals of two hours so as to avoid serial correlation problems (Aebischer *et al.* 1993). A habitat category was attached to each location. Used habitats categories were: meadow, pineland, holm oakwood, deciduous wood, eucalyptus forest and shrubland. Meadow category includes small orchards, pasture land and garden fruit trees and vine and maize cultures

usually. Pineland included the pine plantations of both species present in the area. Holm oakwood were formations of young holm oak trees with plenty natural undergrowth mainly composed of shrubs and bindweed. Deciduous woods included several small patches of diverse species; mainly oaks (*Quercus robur*), but also willows (*Salix atrocinerea*) and poplars (*Populus nigra*). Eucalyptus forests were monospecific plantations of eucalypti. Finally, shrubs includes *Ulex* sp. and *Rubus* sp. patches, some of them of considerable extension (up to 6 Ha). In order to fulfil the requirements of chi-square test some categories have been merged in the category Others for analysis (Chalmers & Parker 1989).

Habitat availability was obtained performing the 95% minimum convex polygon (White & Garrot 1990) with the aid of a Geographic Information System (Arcview 3.2. ESRI. California. U.S.A.). We tested independence between available and selected habitats using the X² analysis, and we applied Bonferroni's inequality to test statistical significance of selection in each category (Manly *et al.* 1993). Habitat selection was stated using the Jacobs' index.

RESULTS

All together 80 latrine contents were collected: 24 in spring, 19 in summer, 15 in autumn and 22 in winter. No season was statistically over-represented ($X^2=2,3$, $p=1.219$, $df=1$). Year-round most frequently eaten food was grass (Table 2), but it has no volumetric importance. Volumetrically staple food items were earthworms and fruit, consumption of those items changing seasonally (Figure 1). Earthworm intake was maximum in spring and minimum in summer whilst fruit consumption was maximum in summer and minimum in autumn. Most eaten fruit were garden fruit (86% of the whole volume), mainly *Prunus* species such as cherry or plum (Table 3). The remaining categories had very low importance, with the only exception of vegetal material that in autumn accounted for the 15% of the volume.

Also frequencies of occurrence of main food items showed seasonal changes, fruit and insects had a peak during summer whilst earthworms and grass shown the opposite tendency (Table 4). Grass found in scat-samples were divided in two types; entire leaves probably swallowed by mistake or never eaten and collected together with the scat, and chewed grass that passed the digestive tract. The presence of considerable amounts of the last one (more than 3%) was positively associated with the presence in the same sample of a great amount of earthworm remains ($X^2=19,4$, $p < 0.001$, $df=1$).

Worm-nights were common during autumn and spring (62% and 52% of the nights respectively) but scarcer during winter and summer (29% and 24% of the nights).

During the tracking period, a total of 520 radiolocations was gathered, 441 of them while badgers were active.

Meadows were the only selected habitat while pinelands were refused year-round. Deciduous woods were also refused in the year-round analysis, although when analysed seasonally negative selection was only significant in summer. The selection over the other habitat categories was not statistically significant (Table 1). Selection of habitats ranked by their Jakob's index showed no variation throughout the year (Kendall test (X^2) $4,5=9,8$, $p < 0.001$, $df=5$). During the research badgers used eight sets: four in holm oakwoods, one in shrubland, one in pineland eventually abandoned, one in deciduous woodland and the last one beneath a *Rubus* sp. patch in the boundary between holm oakwood and meadow.

DISCUSSION

Earthworms and fruit were the staple food items for badgers in the study area. In general, diet of badgers in Europe is mainly composed by earthworm and vegetable food and complemented with other secondary items. Earthworm importance increases from nil at 37-40°N to 40-70% of the volume at 55-63°N, whereas the opposite trend is observed for vegetable food (Goszczyński *et al.* 2000). After a strictly latitudinal pattern, diet in our study area should be composed mainly by vegetable food and complemented with insects, as was in a study carried out at 46°N in the province of Varese (Italy) (Biancardi *et al.* 1995). Due to the Atlantic rainy climate of the UBR, which allows earthworm activity. diet of badgers at the UBR resembles more that from Switzerland (Lüps *et al.* 1991) or France (Mouches 1981). Accordingly, earthworms are likely to play an important role in food of badgers even

in lower latitudes provided that Atlantic rainy climate occurs, for instance the North and Northwest shores of the Iberian Peninsula (Walter 1997).

The intake of earthworms and fruit showed a marked seasonality, following the availability of these resources. Worm-nights (*sensu* Kruuk 1989) were very common in the UBR during spring and autumn. In winter they were less common due to cold temperatures preventing worm activity in some nights. Finally, worm-nights were scarcest in summer as a result of the lack of rain together with high temperatures. Indeed, as we only used minimum temperatures as a limit for worm activity (after Kruuk 1989), instead of minimum and maximum temperatures, worm-nights during summer might be still scarcer than estimated. On the other hand, fruit was markedly seasonal, especially garden fruit, being almost restricted to summer and the first part of winter. The great summer fruit intake is coincident not only with the ripening of most garden fruits, but also with the minimum earthworm availability. During summer, earthworms are available in scattered and non-predictable nights whilst fruits are concentrated in rich and predictable patches. Therefore, may be most rewarding for badgers to feed upon fruit than earthworms. In the other hand, the high earthworm intake observed during winter suggests that even scarce, badgers search for earthworms if no other item as fruit available in rich and predictable patches.

Other food items are of scarce volumetric importance, but some of them could have biological importance adding vitamins or some proteins to the diet that are uncommon in the staple foods, especially those items as insects that are eaten all over the year but in small quantities (Clevenger 1995). In the other hand, Neal (1996) states that badgers do eat grass, but the relation we found between grass occurrence and earthworm intake suggests that this statement might be an artefact and grass is swallowed without purpose while eating earthworms or invertebrates, as has been found for other carnivores (Cavallini & Volpi 1996).

Badger's habitat selection may be explained after two factors: food availability (Kruuk 1989, Shepherdson *et al.* 1990, Broseth *et al.* 1997a, Revilla 1998, Revilla *et al.* 2000) and shelter availability (Doncaster & Woodroffe 1993, Broseth *et al.* 1997b).

Earthworms and fruit are more abundant in meadows than elsewhere (Kruuk & Parish 1981, Kruuk 1989, Shepherdson *et al.* 1990, Da Silva *et al.* 1993). So, the fact that meadows were the only positively selected habitat bears out the hypothesis that badger's habitat use is ruled by availability of food resources, at least at the UBR. Pinelands, which were avoided throughout the year, tend to be poor in earthworms (Kruuk & Parish 1981, Shepherdson *et al.* 1990, Da Silva *et al.* 1993) and there is neither garden fruit nor wild fruit, especially in forestry plantations. Pine plantations also lack natural undergrowth, and therefore, provide no adequate shelter for setts. It has been proposed than the expansion of badgers in the region could be related to the spread of pine plantations in last decades (Aihartza *et al.* 1999). Our work suggests that this is not true in the area. Anyway, in other areas pine plantations with natural undergrowth could provide badgers with satisfactory shelter for setts, and thus allow them to colonise areas where they were absent due to lack of adequate places for setts.

All the other categories were used in a generalistic way, and some of them were avoided in some season. This generalistic use may be explained as a result the utilisation of some habitats, like holm oakwoods, because of the shelter they provide. The 50% of the setts located in holm oakwood support this theory. Deciduous woods might provide higher earthworm biomass during cold nights (Kruuk 1989), but woods at the UBR tend to be small and fragmented and they probably do not do so. They may also be an important source of acorns, also holm oakwoods, but those have rarely been found in setts. Anyway, it was in autumn when deciduous woods are most used, just when acorn production is maximum. Eucalyptus plantations were never used and the use of shrubs, which computes for all the seasonal variation in the category "others", changed markedly throughout the year. This may be an effect of human disturbance as late summer forestry activities destroyed the sett located in this habitat, which was used often until then.

Therefore, the pattern of habitat selection of badgers at the UBR was mainly ruled by the availability of food resources in different categories. Moreover, badgers use those food resources depending on their availability and seasonal changes on their diet reflected those on the availability, so should be considered opportunistic feeders.

ACKNOWLEDGEMENTS

The present study was founded by the departments of Research and Environment of the Basque Government through the project PU-1998-8. J. Zabala was granted with a scholarship of the Agriculture Department of the Basque Government. We wish to thank S. Lekerika, A. Espartza, U. Goiti, I. Gonzalo, L. Campos and J. Torres for field assistance.

REFERENCES

- AEBISCHER, N. J.; ROBERTSON, P. A. & KENWARD, R. E. (1993): Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74, 1313-1325.
- AIHARTZA, J. R.; ZUBEROGOITIA, I.; CAMACHO-VERDEJO, E. & TORRES, J. J. (1999): Status of carnivores in Biscay (N Iberian peninsula). *Misc. Zool.* 22, 41-52.
- BEGON, M.; HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. (1995): *Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades*. Barcelona: Omega.
- BIANCARDI, C. M.; PAVESI, M. & RINETTI, L. (1995): Analisi della alimentazione del tasso, *Meles meles* (L.), nell'Alto Luinese (Provincia di Varese, Italia) (Mammalia, Mustelide). *Atti Soc. It. Sci. Nat. Museo Civ. Stor. Nat. Milano* 134, 265-280.
- BROSETH, H.; KNUTSEN, B. & BEVANGER, K. (1997a): Spatial organization and habitat utilization of badgers *Meles meles*: effects of food patch dispersion in the boreal forest of central Norway. *Z. Säugetierkunde* 62, 12-22.
- BROSETH, H.; BEVANGER, K. & KNUTSEN, B. (1997b): Function of multiple badger (*Meles meles*) setts: distribution and utilisation. *Wildlife Biology* 3, 89-96.
- CAVALLINI, P. & VOLPI, T. (1996): Variation in diet of the red fox in a Mediterranean area. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 51, 173-189.
- CHLAMERS, N. & PARKER, P. (1989): *The OU project guide*. Dorchester: Field Studies Council.
- CIAMPALINI, B. & LOVARI, S. (1985): Food habits and trophic niche overlap of the Badger (*Meles meles* L.) and the Red fox (*Vulpes vulpes* L.) in a mediterranean coastal area. *Z. Säugetierkunde* 50, 226-234.
- CLEVENGER, A. P. (1995): Seasonality and relationships of food resource use of *Martes martes*, *Genetta genetta* and *Felis catus* in the Balearic Islands, Spain. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 50, 109-131.
- DA SILVA, J.; WOODROFFE, R. & MACDONALD, D. W. (1993): Habitat, food availability and group territoriality in the European badger, *Meles meles*. *Oecologia* 95, 558-564.
- DA SILVA, J.; MACDONALD, D. W. & EVANS, P. G. H. (1994): Net costs of group living in a solitary forager, the Eurasian badger, (*Meles meles*). *International Society for Behavioral Ecology* 5, 151-158.
- DONCASTER, P. & WOODROFFE, R. (1993): Den site can determine shape and size of badger territories: implications for group-living. *Oikos* 66, 88-93.
- FEDRIANI, J. M.; FERRERAS, P. & DELIBES, M. (1998): Dietary response of the Eurasian badger, *Meles meles*, to a decline of its main prey in the Doñana National Park. *Journal of Zoology, London* 245, 214-218.
- GOSZCZYNSKI, J.; JEDRZEJEWSKA, B. & JEDRZEJEWSKI, W. (2000): Diet composition of badgers (*Meles meles*) in a pristine forest and rural habitats of Poland compared to other European populations. *Journal of Zoology, London* 250, 495-505.
- GRIFFITHS, H. I. & THOMAS, D. H. (1993): The status of the Badger *Meles meles* (L., 1758) (Carnivora, Mustelidae) in Europe. *Mammal Rev.* 23, 17-58.
- KRUUK, H. (1978): Spatial organization and territorial behaviour of the European badger *Meles meles*. *Journal of Zoology, London* 184, 1-19.
- KRUUK, H. & PARISH, T. (1981): Feeding specialization of the European badger *Meles meles* in Scotland. *Journal of Animal Ecology* 50, 773-788.
- KRUUK, H. & PARISH, T. (1982): Factors affecting population density, group size and territory of the European badger, *Meles meles*. *Journal of Zoology, London*. 196, 31-39.
- KRUUK, H. (1989): *The social badger. Ecology and behaviour of a group living carnivore*. Oxford: Oxford University Press.
- LODÉ, T. (1995): Activity pattern of polecats *Mustela putorius* L. in relation to food habits and prey activity. *Ethology* 100, 295-308.
- LÜPS, P.; ROPER, T. J. & STOCKER, G. (1991): Magenanalysen bei dachsen *Meles meles* aus der umgebung Berns. *Naturhistorisches Museum der Burgergemeinde Bern*. 14, 1-10.
- MACDONALD, D. W. (1983): The ecology of carnivore social behaviour. *Nature* 301, 379-385.
- MANLY, F. J.; MCDONALD, L. & THOMAS, D. L. (1993): *Resource selection by animals*. London: Chapman & Hall.
- MARTÍN, R.; RODRÍGUEZ, A. & DELIBES, M. (1995): Local feeding specialization by badgers in a mediterranean environment. *Oecologia* 101, 45-50.

- MECH, L. D. (1986): Handbook of animal radio-tracking. Minneapolis: Minnesota University Press.
- MOUCHES, A. (1981): Variations saisonnières du régime alimentaire chez le blaireau Européen (*Meles meles* L.). Rev. Ecol. (Terre et Vie) 35, 183-194.
- NEAL, E. (1988): The stomach contents of badgers. Journal of Zoology, London 215, 367-369.
- NEAL, E. & CHESSEMAN, C. (1996): Badgers. London: T & A D Poyser.
- PIGOZZI, G. (1991): The diet of the European badger in a Mediterranean coastal area. Acta theriologica 36, 203-306.
- REVILLA, E. (1998): Organización social del tejón en Doñana. Ph.D. Thesis. León: Universidad de León
- REVILLA, E.; PALOMARES, F. & DELIBES, M. (2000): Defining key habitats for low density populations of Eurasian badgers in Mediterranean environments. Biological conservation 95, 269-277.
- RINETTI, L. (1987): L'alimentazione stiva del tasso europeo, *Meles meles* L., nel Parco Nazionale del Gran Paradiso. Atti Soc. It. Sci. Nat. Museo Civ. Stor. Nat. Milano 128, 261-264.
- RODRÍGUEZ, A. & DELIBES, M. (1992): Food habits of badgers (*Meles meles*) in an arid habitat. Journal of Zoology, London 227, 347-350.
- ROPER, T. J. & MICKEVICIUS, E. (1995): Badger *Meles meles* diet: a review of the literature from the former Soviet Union. Mammal Review 25, 117-129.
- SHEPHERDSON, D. J.; ROPER, T. J. & LÜPS, P. (1990): Diet, food availability and foraging behaviour of badgers (*Meles meles* L.) in southern England. Z. Säugetierkunde 55, 81-93.
- SKOOG, P. (1970): The food of the Swedish badger, *Meles meles* L. Viltrevy 7, 1-120.
- WALTER, H. (1997): Zonas de Vegetación y Clima. Barcelona: Omega.
- WEBER, J. M. & AUBRY, S. (1994): Dietary response of European badger, *Meles meles*, during a population outbreak of water voles, *Arvicola terrestris*. Journal of Zoology, London 234, 687-690.

Jabi Zabala_, Inazio Garin_, Iñigo Zuberogoitia_ & Joxerra Aihartza_
 _Zoologia eta Animalia Zelulen Dinamika Saila, Euskal Herriko Unibertsitatea, 644 p.k. E-48080, Bilbo. Basque Country.
 _Icarus. C/ Pintor Sorolla 6. 1º. 26007 Logroño. Spain.
 E-mail address: Jabi Zabala: jzabalaalbizua@yahoo.com

Table 1. Habitat selection of badgers expressed through the Jacobs' index. Values that reached statistical significance through Bonferroni's inequality are quoted *. Note that Bonferroni's inequality can not test -1 values. For seasonal analysis Eucalypti and Shrubland categories have been merged in the category Others whilst analysed separately in the year-round analysis.

HABITAT	SPRING	SUMMER	AUTUMN	WINTER	YEAR
MEADOWS	0.23	0.47*	0.54*	0.45*	0.39*
PINELANDS	-0.44*	-0.50*	-0.86*	-0.73*	-0.64*
HOLM OAKWOODS	0.15	-0.04	0.13	0.26	0.10
DECIDUOUS WOODS	-0.20	-0.66*	-0.01	-0.14	-0.25*
EUCALYPTI	---	---	---	---	-1.00
SHRUBLAND	---	---	---	---	0.32
OTHERS	0.31	0.01	-0.53	-1.00	---

Table 2. annual diet of badgers assessed through different methods. FO= frequency of occurrence, ERVIB= estimated relative volume of ingested biomass following the procedure put forward by Kruuk & Parish (1981) and DRCF= measured dry weight of remains modified by correction factors.

	FO	ERVIB	DPCF
EARTHWORMS	72.50	38.31	53.01
FRUIT	68.75	39.61	38.38
VERTEBRATES	8.75	3.03	1.08
INSECTS	71.25	2.81	0.12
INV. LARV	28.75	2.60	0.17

VEG. MAT.	18.75	4.55	3.98
GRASS	91.12	3.90	0.41
OTHERS	18.75	5.19	2.85

Table 3. Seasonal and annual composition of the fruit-intake expressed as estimated ingested volume.

	Spring	Summer	Autumn	Winter	Annual
Grapes (<i>Vitis vinifera</i>)	0	30	34	0	21.1
Cherries (<i>Prunus avium</i>)	94.5	11.3	0	0	24.6
Maize (<i>Zea mays</i>)	0	8.8	0	0	4.8
Plums (<i>Prunus domestica</i>)	0	7	0	0	3.5
Nuts (<i>Juglans regia</i>)	0	0	0	6.8	0.9
Hazelnuts (<i>Corylus avellana</i>)	0	14	49.1	76.6	24.1
Figs (<i>Ficus carica</i>)	0	2.8	0	0	1.3
Pears (<i>Pyrus sp.</i>)	0	6	0	0	2.3
Apples (<i>Malus sp.</i>)	4.5	0.1	0	6.8	3.5
Wild fruits	1	19.8	16.9	9.8	13.8

Table 4. Seasonal frequencies of occurrence of food categories.

	SPRING	SUMMER	AUTUMN	WINTER
EARTHWORMS	75	36.8	93.4	81.8
FRUIT	50	94.7	73.3	59.1
VERTEBRATES	4.4	0	0	18.2
INSECTS	66.7	84.2	66.7	68.2
INVERT. LARVAE	33.3	21.1	20	36.4
VEGETAL MATERIAL	4.2	5.3	53.3	9.1
GRASS	100	89.5	93.3	81.8
OTHERS	16.7	15.8	26.6	27.3

Figure 1. Seasonal variation in the volumetric intake of different food items, expressed as dry weight modified by correction factors.

